UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JULIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

DINÂMICA DO FÓSFORO NO SOLO EM FUNÇÃO DO MANEJO E DA PRESENÇA DE RESÍDUOS EM SUPERFÍCIE

PAULO SÉRGIO PAVINATO

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

BOTUCATU-SP
Março – 2007

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JULIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

DINÂMICA DO FÓSFORO NO SOLO EM FUNÇÃO DO MANEJO E DA PRESENÇA DE RESÍDUOS EM SUPERFÍCIE

PAULO SÉRGIO PAVINATO

Orientador: Prof. Dr. Ciro Antonio Rosolem

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

BOTUCATU-SP
Março – 2007

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

Pavinato, Paulo Sérgio, 1978-
P338d Dinâmica do fósforo no solo em função do manejo e da presença de resíduos em superfície / Paulo Sérgio Pavinato. - Botucatu : [s.n.], 2007.
x, 145 f. : gráfs., tabs.

Tese (Doutorado) -Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2007
Orientador: Ciro Antonio Rosolem
Inclui bibliografia

1. Ácidos orgânicos. 2. Plantio direto. 3. Resíduos vegetais. 4. Fósforo. 5. Cátions. 6. Nutrientes inorgânicos. I. Rosolem, Ciro Antonio. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agronômicas. III. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: **"DINÂMICA DO FÓSFORO NO SOLO EM FUNÇÃO DO MANEJO E DA PRESENÇA DE RESÍDUOS EM SUPERFÍCIE"**

ALUNO: PAULO SÉRGIO PAVINATO

ORIENTADOR: PROF. DR. CIRO ANTONIO ROSOLEM

Aprovado pela Comissão Examinadora

PROF. DR. CIRO ANTONIO ROSOLEM

PROF. DR. ROBERTO LYRA VILLAS BÔAS

PROF. DR. CARLOS ALEXANDRE COSTA CRUSCIOL

DR. BERNARDO VAN RAIJ

DR. JOSÉ ANTONIO QUAGGIO

Data da Realização: 06 de março de 2007.

Dedico

À minha esposa, Luciane, e ao nosso primeiro filhinho que está vindo, ainda não sabemos o sexo, mas ele sabe que será uma glória indescritível nas nossas vidas.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a minha esposa, Luciane, por ter suportado e incentivado em todos esses anos de estudo, sempre me dando apoio e estando junto para o que der e vier.

Aos meus pais, Gentil e Luiza, que sempre me apoiaram e ajudaram na medida do possível para que chegasse até aqui. Relembrando sempre os encontros de família no Natal, onde todos os anos os irmãos, cunhados, sobrinhos, etc. se encontram, e onde o churrasco e cerveja nunca faltam.

À toda a minha família, os quais foram e são grandes amigos e me apoiaram nas decisões sobre estudos e escolhas de vida, principalmente aos meus irmãos Aurélio, Aldair e Hélio, que também participaram nas discussões sobre trabalho e futebol, além de jogarmos juntos várias vezes.

Ao meu prof. orientador, Ciro Antonio Rosolem, que sempre deu apoio para que esse trabalho se realizasse, e sempre buscou incentivar na minha formação profissional.

Especial agradecimento ao prof. Carlos Alberto Ceretta, meu orientador de mestrado, que foi e sempre será realmente um grande amigo e incentivador na minha carreira.

À Fapesp pelo apoio financeiro para realização deste trabalho, bem como à Capes, pelo financiamento de bolsa para estágio nos Estados Unidos, o qual foi de grande importância na expansão do conhecimento profissional.

Aos amigos e colegas de curso, Dácio Olibone, Juliano Calonego e Alexandre Merlin, pela amizade, jogos de futebol e conversas durante todo este período de estudos aqui em Botucatu, SP.

SUMÁRIO

Página

1 RESUMO 01
2 SUMMARY 03
3 INTRODUÇÃO 05
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 08
4.1 Efeitos dos compostos orgânicos nos cátions do solo 08
4.2 Fósforo no solo 12
4.3 Competição entre fósforo e ácidos orgânicos 14
4.4 Persistência dos AO no solo 19
4.5 Ácidos húmicos e fúlvicos 20
4.6 Competição entre Pi e Po 21
4.7 Competição entre P e compostos de C solúveis derivados de resíduos vegetais 21
4.8 Dissolução de fósforo do solo 23
4.9 Alterações químicas no solo com o manejo 25
4.10 Alterações nas frações de P no solo devido ao manejo 27
4.11 Adsorção de P e matéria orgânica 30
5 MATERIAL E MÉTODOS 34
5.1 PRIMEIRO ESTUDO 34
5.1.1 Obtenção e caracterização dos extratos de plantas 34
5.1.2 Determinação dos ácidos orgânicos 36
5.1.3 Instalação do experimento 37
5.1.4 Tratamentos 37
5.1.5 Percolação de água no solo 39
5.1.6 Amostragem do solo 39
5.1.7 Fracionamento do fósforo 40
5.1.8 Análise dos dados 40
5.2 SEGUNDO ESTUDO 41
5.2.1 Montagem das parcelas 41
5.2.2 Tratamentos 42

SUMÁRIO

Página

5.2.3 Instalação do experimento 44
5.2.4 Coleta de solução do solo 44
5.2.5 Amostragem do solo 45
5.2.6 Avaliações de plantas 45
5.2.7 Fracionamento do fósforo 45
5.2.8 Atividade de fosfatases e P microbiano 46
5.2.9 Análise dos dados 46
5.3 TERCEIRO ESTUDO 46
5.3.1 P biodisponível e saturação de P no solo 47
5.3.2 Capacidade de adsorção de P 48
5.3.3 Experimento com compostos orgânicos 49
5.3.3.1 Tratamentos 49
5.3.3.2 Avaliações no solo 50
5.3.4 Análise dos dados 50
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES 51
6.1 PRIMEIRO ESTUDO 51
6.1.1 Ácidos orgânicos nas espécies 51
6.1.2 Água percolada nas colunas de solo 53
6.1.3 Nutrientes no solo 56
6.1.4 Fracionamento do fósforo 62
6.2 SEGUNDO ESTUDO 73
6.2.1 Nutrientes em solução 73
6.2.2 Resultados no solo 77
6.2.3 Matéria seca e nutrientes acumulados pela soja 87
6.2.4 Fracionamento do fósforo 89
6.2.5 P microbiano e fosfatases ácidas no solo 107
6.3 TERCEIRO ESTUDO 109
6.3.1 P biodisponível e saturação de P no solo 109

SUMÁRIO

Página

6.3.2 Capacidade de adsorção de P no solo 118
6.3.3 Experimento com extratos de esterco bovino e ácidos orgânicos.....121
7 CONCLUSÕES.....125
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....127
9 APÊNDICES 141
9.1 Apendice A – Fracionamento proposto por Hedley et al. (1982).....141
9.2 Apendice B – Fósforo na biomassa microbiana 144
9.3 Apendice C – Atividade de fosfatases ácidas 145

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 1. Caracterização química da matéria seca da parte aérea das espécies.....35
Tabela 2. Análises química e granulométrica do solo na instalação do experimento.....37
Tabela 3. Quantidade de nutrientes aplicada nas colunas de solo pelo extrato de cada cultura.....39
Tabela 4. Análises química e granulométrica dos solos no momento da coleta das parcelas..43
Tabela 5. Nutrientes na solução percolada nas colunas de solo logo após a aplicação dos extratos de plantas.....54
Tabela 6. Nutrientes na solução percolada nas colunas de solo sete dias após aplicação dos extratos de plantas.....55
Tabela 7. Fósforo no solo (mg kg^{-1}) após aplicação dos extratos, extraído por Mehlich-1.....57
Tabela 8. Potássio no solo (mg kg^{-1}) após aplicação dos extratos, extraído com Mehlich-1...59
Tabela 9. Cálcio no solo (mg kg^{-1}) após aplicação dos extratos, extraído com KCl.....60
Tabela 10. Magnésio no solo (mg kg^{-1}) após aplicação dos extratos, extraído com KCl.....61
Tabela 11. Fração de P inorgânico extraída com RTA (Resina de Troca Aniônica) (mg kg^{-1}) 63
Tabela 12. Fração de P inorgânico extraída com $NaHCO_3$ 1,0 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).....64
Tabela 13. Fração de P orgânico extraída com $NaHCO_3$ 1,0 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).....65
Tabela 14. Fração de P inorgânico extraída com NaOH 0,1 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).....66
Tabela 15. Fração de P orgânico extraída com NaOH 0,1 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).....67
Tabela 16. Fração de P inorgânico extraída com HCl 1,0 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).....69
Tabela 17. Fração de P inorgânico extraída com NaOH 0,5 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).....70
Tabela 18. Fração de P orgânico extraída com NaOH 0,5 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).....71
Tabela 19. Fração de P residual extraída com HCl + HNO_3 + H_2SO_4 (mg kg^{-1}).....72
Tabela 20. Somatório total de P no solo, obtido no fracionamento (mg kg^{-1}).....73
Tabela 21. Fósforo na solução do solo (mg L^{-1}) durante o ciclo de crescimento da soja.....74
Tabela 22. Potássio na solução do solo (mg L^{-1}) durante o ciclo de crescimento da soja.....75
Tabela 23. Cálcio na solução do solo (mg L^{-1}) durante o ciclo de crescimento da soja.....76
Tabela 24. Magnésio na solução do solo (mg L^{-1}) durante o ciclo de crescimento da soja.....77

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 25. Análise de variância para as avaliações químicas do solo.....78
Tabela 26. Matéria seca da parte aérea e concentração de nutrientes na cultura da soja.....88
Tabela 27. Residual restante da palha de 6.000 kg ha^{-1} adicionado inicialmente nos vasos....89
Tabela 28. Análise de variância para o fracionamento do fósforo do solo.....90
Tabela 29. Análise da variância para grupos de P do fracionamento, fração Microbiana e fosfatases.....103
Tabela 30. Fósforo solúvel em água nos solos do Brasil e Christiana.....110
Tabela 31. Fósforo solúvel em EDTA 0,005 mol L^{-1} nos solos do Brasil e Christiana.....111
Tabela 32. Fósforo bioativo (PHP) nos solos do Brasil e Christiana.....112
Tabela 33. Fósforo total após digestão com HNO_3 + HCl + H_2SO_4 nos solos do Brasil e Christiana.....113
Tabela 34. Fósforo extraível por Mehlich-3 nos solos do Brasil e Christiana.....114
Tabela 35. Ferro extraível por Mehlich-3 nos solos do Brasil e Christiana.....115
Tabela 36. Alumínio extraível por Mehlich-3 nos solos do Brasil e Christiana.....116
Tabela 37. Índice de saturação de fósforo (PSI) determinado por Mehlich-3 nos solos do Brasil e Christiana.....117
Tabela 38. Fósforo solúvel em água após incubação de compostos orgânicos em solos do Brasil (LVA e LV) e solo Christiana.....122
Tabela 39. Fósforo extraível por EDTA 0,005 mol L^{-1} após incubação de compostos orgânicos em solos do Brasil (LVA e LV) e solo Christiana.....123
Tabela 40. Fósforo bioativo no solo (PHP), extraível por EDTA mais fitase, após incubação de compostos orgânicos em solos do Brasil (LVA e LV) e solo Christiana.....124

LISTA DE FIGURAS

Página

Figura 1. Competição entre ácidos orgânicos e fósforo, pelos sítios de adsorção no solo.....16
Figura 2. Principais ácidos orgânicos de baixa massa molecular presentes nas espécies, e total acumulado por espécie.....52
Figura 3. pH $CaCl_2$ nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.....79
Figura 4. Alumínio nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.....80
Figura 5. Matéria orgânica nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.....81
Figura 6. Fósforo nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.....83
Figura 7. Potássio nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.....84
Figura 8. Cálcio nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.....86
Figura 9. Magnésio nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.....87
Figura 10. Fósforo inorgânico do solo extraído com RTA.....91
Figura 11. Fósforo inorgânico do solo extraído com $NaHCO_3$.....93
Figura 12. Fósforo orgânico do solo extraído com $NaHCO_3$.....94
Figura 13. Fósforo inorgânico do solo extraído com NaOH 0,1 mol L^{-1}.....95
Figura 14. Fósforo orgânico do solo extraído com NaOH 0,1 mol L^{-1}.....96
Figura 15. Fósforo inorgânico do solo extraído com HCl.....98
Figura 16. Fósforo inorgânico do solo extraído com NaOH 0,5 mol L^{-1}.....99
Figura 17. Fósforo orgânico do solo extraído com NaOH 0,5 mol L^{-1}.....100
Figura 18. Fósforo residual nos solos, extraído com H_2SO_4 + HCl + HNO_3.....101
Figura 19. Soma de todas as frações de fósforo extraídas no fracionamento.....102
Figura 20. Fósforo geoquímico do fracionamento de Hedley.....104

LISTA DE FIGURAS

Página

Figura 21. Fósforo biológico do fracionamento de Hedley.....105
Figura 22. Fósforo microbiano nos solos com o manejo.....108
Figura 23. Fósforo como parte da atividade de fosfatases ácidas do solo.....109
Figura 24. Adsorção de fósforo nos solos do Brasil (LVA e LV) e no solo Christiana, com 48 horas de agitação.....119
Figura 25. Adsorção máxima de P (S) em relação a concentração de equilíbrio em solução (Ce), nos solos do Brasil (LVA e LV) e no solo Christiana, com 48 horas de agitação.....120
Figura 26. Modelo de adsorção de Langmuir, nos solos do Brasil (LVA e LV) e solo Christiana.....121

1. RESUMO

A dinâmica do fósforo no solo é bastante complexa e seu estudo muitas vezes exaustivo, mas o entendimento de como ocorrem os processos de troca envolvendo adsorção e dessorção se faz necessário para compreender o comportamento desse elemento nos diferentes solos. O presente trabalho está dividido em três estudos, sendo que o primeiro focou na atuação de ácidos orgânicos de baixa massa molecular, liberados pelas plantas, no deslocamento e disponibilização de fósforo e outros nutrientes no solo. No segundo estudo, foi acompanhado o que acontecia com o fósforo do solo quando cultivado com e sem fertilização, em dois Latossolos do cerrado brasileiro sob sistema de semeadura direta e convencional. Já no terceiro estudo, tentou-se focar nas características específicas dos dois solos do cerrado brasileiro, como capacidade de adsorção de fósforo, biodisponibilidade de P com uso de ligantes orgânicos e fitases, e efeito de ácidos orgânicos provenientes de esterco bovino e sintético, na disponibilidade de P. Mediante os resultados constatou-se que os extratos de plantas propiciaram aumento na disponibilidade de fósforo somente na superfície do solo (0-5 cm), especialmente nas frações lábeis. O nabo forrageiro foi a cultura mais eficiente na disponibilização de P no solo. Na presença dos extratos, a disponibilidade de potássio aumentou nas camadas superficiais, já as disponibilidades de cálcio e magnésio não foram alteradas. A aplicação de fertilizante fosfatado ocasionou aumento nas frações inorgânicas de fósforo tanto lábeis como moderadamente lábeis, no solo Argissolo Vermelho Amarelo, e esse aumento foi considerável até a camada de 10-15 cm. O sistema de semeadura

direta em solos do cerrado aumentou pH, matéria orgânica e disponibilidade de Ca e Mg, na camada superficial com relação ao sistema convencional, mas não foi observada diferença na disponibilidade de P e K. A capacidade máxima de adsorção de fosfato observada para o Latossolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho foram de 1200 e 800 mg kg^{-1} de solo, respectivamente. Já para o solo Christiana dos EUA, essa capacidade máxima de adsorção de fosfato não passou de 200 mg kg^{-1} de solo. A fração bioativa de P, estimada com uso de fitase, mostrou ser um bom caminho pra estimar a disponibilidade de formas orgânicas de fósforo em solos com baixo teor de argila e óxidos. Já em solos do cerrado brasileiro, caracterizados por apresentarem baixos níveis de matéria orgânica e baixos níveis de fósforo em formas orgânicas lábeis, essa fração não foi representativa. O uso de compostos orgânicos, tanto sintéticos como de origem animal, não foi efetivo no aumento da disponibilidade de P em solos do cerrado brasileiro.

Palavras chave: ácidos orgânicos, plantio direto, mudanças no fósforo do solo, resíduos de plantas.

SOIL PHOSPHORUS DYNAMICS AS FUNCTION OF MANAGEMENT AND RESIDUES PRESENCE IN SOIL SURFACE. Botucatu, 2007. 145p. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: PAULO SÉRGIO PAVINATO

Adviser: CIRO ANTONIO ROSOLEM

2. SUMMARY

The dynamics of soil phosphorus is not easily understood, and its study is normally exhausting, but to know how the exchangeable process occurs in soil, involving adsorption and dessorption, is necessary for understanding the behavior of phosphorus in different soils. The current work is divided in three studies. The first study was focused in the action of low molecular weight organic acids, from plants, on the mobility and availability of phosphorus and other nutrients in soil. The second study was focused in what happen with soil phosphorus when the soil is cultivated with and without fertilization, in two Latossolos from Brazilian cerrado under no-till and conventional system. In the third study was tried to focus in specific characteristics of the two Brazilian cerrado soils, like phosphorus adsorption capacity, P bioavailability with organic ligands and phytases, and the effect of organic acids from cattle manure and synthetics, in P availability. Analyzing the results, is possible to see that plant extracts promoted increment in phosphorus availability in near surface soil layer (0-5 cm), mainly in labile fractions. Radish shows to be the most efficient crop in increase soil available P. When plant extracts were applied, potassium availability increased in surface layers, otherwise calcium and magnesium availability were not changed. The phosphate fertilization increased both labile and moderately labile inorganic P fractions, in soil Argissolo Vermelho-Amarelo, and this increase was expressive until 10-15 cm. The no-till system in cerrado soils increased pH, organic matter and Ca and Mg availability, in soil surface layer, in relation to conventional system, but it was not observed any change in P and K availability. The

maximum P adsorption capacity observed in soils Latossolo Vermelho-Amarelo and Latossolo Vermelho were 1200 and 800 mg kg^{-1} of soil, respectively. In soil Christiana from USA this maximum P adsorption capacity was lesser than 200 mg kg^{-1} of soil. The determination of bioactive P, using phytase, shows to be a good way to estimate the availability of soil P in organic forms, in soil with low clay and oxides content. However, in Brazilian cerrado soils, characterized by lower levels of organic matter and P in labile organic forms, this fraction is not representative. The use of organic compounds, synthetic or from animal residues, was not effective in increase P availability in Brazilian cerrado soils.

Key words: organic acids, no-till, changes in soil phosphorus, plant residues.

3. INTRODUÇÃO

A distribuição do fósforo no solo vai desde sua participação na rede cristalina de alguns minerais até formas orgânicas estáveis, compondo a fração total, que é constituída de uma fração inorgânica e outra orgânica, as quais se encontram em equilíbrio dinâmico (Hedley et al., 1982; Tokura et al., 2002). A discussão sobre os mecanismos que controlam as transformações do fosfato (P) nas diferentes classes de solos é muitas vezes exaustiva, devido à complexidade e à interferência de diversos fatores que condicionam suas reações.

Níveis adequados de P disponível no solo são essenciais para a produção das culturas e o crescimento da vegetação em geral, com isso, a adubação fosfatada assume vital importância na agricultura atual. O fósforo encontrado na natureza é originado do intemperismo dos minerais de apatita que compõem o solo e também de outros materiais geológicos mais estáveis. O fosfato é solubilizado por processos químicos e físicos de intemperismo, se acumula em plantas e animais, é convertido para formas estáveis na natureza, ou é erodido no solo e vai parar em depósitos de sedimentos nos oceanos.

O estudo de ácidos orgânicos está bastante em foco nos últimos anos, devido à capacidade destes em interagir com a fase sólida do solo e ocupar os sítios de adsorção de nutrientes. Como grande parte destes ácidos orgânicos tem caráter aniônico, ocorre a competição com fosfatos pelos sítios de adsorção, mantendo o fosfato mais livre em solução e, consequentemente, disponível às plantas. Os ácidos orgânicos podem também

formar complexos organo-metálicos estáveis com ferro (Fe) e alumínio (Al), numa larga amplitude de pH do solo (Sposito, 1989). A eficiência dos ácidos orgânicos em aumentar a disponibilidade de P no solo depende do pH, do tipo de ânion orgânico e da persistência deste ânion no solo, pois muitos destes ácidos são degradados em poucos dias após a liberação dos resíduos vegetais por decomposição (Kirk et al., 2000; Jones, 1998).

A mudança no sistema de cultivo de preparo convencional para semeadura direta tem desencadeado uma série de mudanças no solo, especialmente nas propriedade químicas e na disponibilidade de nutrientes no solo. A tendência observada é de acumulação de nutrientes nas camadas superficiais do solo no sistema de semeadura direta, pois, além de não haver revolvimento do solo, há o acúmulo de nutrientes no tecido das plantas cultivadas, o qual posteriormente sofre decomposição e os nutrientes ficarão depositados na superfície do solo, consequentemente incrementando os níveis nas camadas próximas a superfície.

Os solos do cerrado brasileiro caracterizam-se por apresentarem baixa fertilidade natural, o que os torna improdutivos para a agricultura quando não corrigidos quimicamente. Por isso, o fósforo é um dos nutrientes essenciais que precisam ser adicionados inicialmente em grande quantidade em solos do cerrado, devido a baixa disponibilidade natural. Por outro lado, solos de regiões da costa leste dos Estados Unidos, principalmente dos Estados de Maryland, Delaware e Virginia, são compostos de menos de 30% de argila e óxidos, o que lhes propicia baixa capacidade de adsorção de fósforo. Nestes solos, devido a aplicação constante de dejetos animais, por ser uma região produtora, os níveis de fósforo disponível normalmente são bastante altos (Dao, 2004), ocasionando problemas com contaminação de águas superficiais e mananciais. Por isso, torna-se importante uma sistema de manejo que proporcione grande absorção e mantenha por mais tempo este P em formas orgânicas complexadas, diminuindo os níveis diretamente disponíveis no solo.

O presente trabalho esta dividido em três estudos, sendo que o primeiro teve como foco a atuação de ácidos orgânicos de baixa massa molecular, presentes em plantas, no deslocamento e disponibilização de fósforo e outros nutrientes no solo. No segundo estudo foi acompanhado a dinâmica do fósforo do solo quando cultivado, tanto as quantidades presentes em solução como níveis disponíveis no perfil durante cultivo, em dois Latossolos do cerrado brasileiro sob sistema de semeadura direta e convencional. Já no

terceiro estudo, tentou-se focar nas características específicas dos dois solos do cerrado brasileiro, como capacidade de adsorção de fósforo, biodisponibilidade de P com uso de ligantes orgânicos e fosfatases, e efeito de ácidos orgânicos na disponibilidade de P. Neste último estudo também foi incluído um solo dos EUA, do Estado de Maryland, onde foi desenvolvido o trabalho, como parte do estágio de doutorado no exterior.

Os objetivos gerais do trabalho foram: caracterizar as mudanças na disponibilidade e nas formas de fósforo no solo, em profundidade, com a adição de compostos orgânicos provenientes de plantas; determinar as mudanças nas formas de fósforo no perfil de dois solos do cerrado brasileiro, quando cultivado por longo tempo sob sistema convencional e semeadura direta; avaliar a ação de compostos orgânicos de origem animal na disponibilidade de P em dois solos do cerrado brasileiro e um solo americano.

O primeiro estudo teve como hipótese que os compostos orgânicos originários da decomposição dos resíduos atuam na disponibilidade de nutrientes no solo, através de competição iônica pelos sítios de adsorção das frações orgânica e mineral do solo. Os objetivos específicos foram: avaliar as mudanças nas frações de fósforo no fracionamento seqüencial de Hedley com a aplicação dos compostos; determinar a espécie vegetal mais eficiente em disponibilizar fósforo no solo através da decomposição dos resíduos; avaliar a mudança nos cátions do solo e a sua lixiviação com a aplicação dos compostos orgânicos.

O segundo estudo teve como hipótese que a manutenção de resíduos vegetais na superfície aumenta a disponibilidade de fósforo no solo. Objetivos específicos: quantificar as frações de P no perfil em dois solos do cerrado após aplicação de fertilizante fosfatado; estimar o potencial original dos solos em fornecer P para a cultura; determinar se está ocorrendo acúmulo de P em formas orgânicas com a adoção do SSD.

O terceiro estudo teve como hipótese que a disponibilidade de fósforo no solo seria influenciada pela presença de ânions orgânicos que competem pelos sítios de adsorção no solo. Como objetivos específicos: determinar as frações bioativas de P no perfil do solo por meio de fracionamento enzimático com uso de fitases (phytase hydrolyzable phosphorus - PHP); determinar a capacidade de adsorção de P por estes três solos; determinar o potencial de disponibilização de P com a aplicação de ácidos orgânicos sintéticos e derivados de esterco bovino.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Efeitos dos compostos orgânicos nos cátions do solo

Os compostos orgânicos do solo são formados por ácidos húmico e fúlvico, ácidos orgânicos de baixa massa molecular (AO), ácido tânico, aminas, compostos aromáticos e vários outros compostos. Todos estes podem fazer parte do carbono orgânico solúvel do solo. Na solução do solo a concentração normal de carbono orgânico solúvel varia de 0,2 a 2,5 mmol L^{-1}. A concentração de AO nas plantas é de 10 a 100 vezes maior que a encontrada no solo, devido a sua ação nos processos metabólicos celulares. No entanto, a adição de material orgânico no solo resulta num rápido aumento da concentração de AO no mesmo. Aproximadamente de 2 a 10% do carbono orgânico solúvel do solo é composto de AO. Entre os mais comuns, destacam-se os monocarboxílicos (acetato, formato, lactato), dicarboxílicos (oxalato, malato) e tricarboxílicos (citrato) (Guppy et al., 2005).

A concentração de AO na maioria dos solos é menor que 10 μmol L^{-1}. Além disso, grande parte destes ácidos está localizada em micro sítios de adsorção e atua como tamponante da presença destes ácidos em solução, por isso e por outros fatores, a concentração em solução normalmente é baixíssima. Muitos estudos com AO têm sido feitos em áreas de florestas, no entanto, os resultados têm demonstrado que a concentração destes ácidos é dois terços menor em áreas cultivadas quando comparado às florestas (Guppy et al., 2005).

Na maioria das vezes, a produção e liberação de ácidos orgânicos é resposta da planta a condições de estresse, como deficiência de P e/ou Fe e também por toxidez de Al (Ryan et al., 2001). A soma de AO produzidos pelas plantas pode constituir até 30-40% do total de carbono liberado pelas raízes, sendo muito dependente do tipo de planta e do pH do solo. Conseqüentemente, a concentração de AO na rizosfera é consideravelmente maior que na massa de solo como um todo, mas isso é específico para cada tipo de solo e planta.

O sistema de semeadura direta com rotação de culturas, usando culturas de cobertura durante o período invernal, tem se mostrado sustentável para os solos ácidos, que fazem parte do cenário produtivo de praticamente todo o território brasileiro. O suprimento de nutrientes através da decomposição dos resíduos e também a interrupção do ciclo de doenças e o controle de ervas, tem sido apresentado como algumas das vantagens da rotação de culturas e do uso de cobertura no inverno. Além disso, tem sido observado que os resíduos de cobertura favorecem a mobilização de cátions no sistema de semeadura direta (Franchini et al., 2003).

Os resíduos de plantas possuem AO em concentrações que mudam de acordo com o modo de fixação do carbono (C) da planta (C_3, C_4, CAM), com o estado nutricional e com a idade. Estes ácidos orgânicos têm grupos funcionais, principalmente de tipos carboxílicos e fenólicos, que participam em várias reações químicas no solo, como: complexação ácido orgânico-metal, redução da toxidez por Al, adsorção de íons, constituição química da rizosfera e lixiviação de Ca no solo (Franchini et al., 2003). Dessa forma, além de complexarem o Al tóxico, esses compostos aumentam a mobilidade, no perfil do solo, dos produtos originados da dissolução do calcário aplicado em superfície. Entre os mecanismos responsáveis pela melhoria das características químicas do solo com a aplicação de resíduos vegetais, destacam-se: a sorção de H e Al na superfície do material vegetal, a complexação do Al por compostos orgânicos, a troca de ligantes entre os grupos funcionais OH^- de óxidos de Fe e Al e os ânions orgânicos, e o aumento do potencial de oxidação biológica de ânions orgânicos (Franchini et al., 1999).

A manutenção dos resíduos de plantas na superfície do solo no sistema de semeadura direta (SSD) dificulta a ação microbiana, em virtude do menor contato com o solo, resultando numa decomposição mais lenta. Com isso, e também com o constante aporte

de resíduos, é possível ocorrer produção contínua de compostos orgânicos de baixa massa molecular, sendo seu efeito contínuo na fertilidade, e não somente no período de decomposição logo após incorporação, como é o caso do preparo convencional.

Resultados apresentados por Franchini et al. (2003) permitem constatar que, sob sistemas orgânicos, os cátions polivalentes (Ca, Mg e Al) são preferencialmente lixiviados em relação aos monovalentes (K). Esta preferência na lixiviação poderia ser explicada pela carga nula ou negativa dos complexos orgânicos formados entre os ânions orgânicos dos extratos de plantas e os cátions polivalentes. Neste caso, o K preso nos complexos de troca do solo satisfaria as cargas geradas pelo aumento de pH e lixiviação de Al. No entanto, é importante ressaltar que em sistemas inorgânicos a preferência de lixiviação é para o K, em relação ao Ca e Mg, devido a sua maior constante de associação com ânions inorgânicos. Também cabe salientar aqui que a quantidade de K presente nas plantas é na maioria das vezes bem superior a quantidade tanto de Ca como de Mg, e esse deslocamento do Ca e Mg poderia estar ocorrendo por movimento de massas.

A elevação do pH do solo com a adição de resíduos vegetais é um resultado comum, pois o que normalmente ocorre é uma troca ou complexação dos H e Al, por Ca, Mg, K e outros compostos presentes no resíduo vegetal, aumentando assim a saturação por bases. As reações de troca de ligantes entre ânions orgânicos e os grupos OH terminal em óxidos de Fe e Al tem sido proposta como uma das causas da elevação de pH do solo após a adição dos resíduos (Franchini et al., 1999). Também deve ser considerado aqui que o pH dos resíduos vegetais normamente é maior que o pH do solo, por isso da elevação do pH no solo.

A adição de resíduos orgânicos também pode proporcionar a complexação de metais com os AO gerados destes resíduos, os quais podem agir no sentido de diminuir a disponibilidade dos cátions em solução, ou também aumentar essa disponibilidade, pela ação nos sítios de adsorção destes metais. Normalmente o Ca e o Mg aumentam em solução, por ocasião da adição de resíduos vegetais em solos com pH menor que 6,0. Em solos com Al alto também pode haver uma complexação deste elemento com os ânions orgânicos, tornando-o não tóxico para as plantas (Pohlman & McColl, 1986).

A capacidade de competição dos AO por sítios de adsorção varia com a estrutura do ânion e o pH do sistema, sendo que os compostos tricarboxílicos são mais eficientes em competir que os di e monocarboxílicos, e a máxima competição ocorre com pH

próximo do pKa dos compostos (Jones et al., 2003). De um modo geral, os ânions podem ser classificados de acordo com o peso molecular e sua capacidade de complexação, em função do arranjo dos grupos funcionais carboxílicos, hidroxílicos e fenólicos, sendo: (1) baixa massa molecular e fraco ou moderado poder de complexação (aspártico, salicílico); (2) baixa massa e alto poder de complexação (málico, cítrico, tartárico) e (3) alta massa e alto poder de complexação (taninos, ácidos fúlvicos e húmicos) (Inoue & Huang, 1986).

A eficiência dos AO na redução da adsorção de P no solo é diretamente relacionada com a concentração destes ácidos no solo. A eficiência de competição decresce para os ácidos na seguinte ordem: tricarboxílicos > dicarboxílicos > monocarboxílicos (Guppy et al., 2005).

Muitos ácidos orgânicos livres em solução apresentam propriedades complexantes sobre os metais livres no solo. Em citações de literatura constata-se que o oxalato e o malato têm sido muito efetivos em inibir a precipitação de fosfato complexado com Fe e Al (Andrade et al., 2003). Enfim, alguns ácidos específicos têm maior ou menor potencial de ação sobre certos metais. Compostos orgânicos, como os ácidos di e tricarboxílicos, contém grupos funcionais hidróxi-B que agem no momento da ligação entre os metais e os ácidos. Os ácidos fenólicos contém o grupo orto-OH como o mais efetivo complexante para o Al, quando comparado com outros compostos similares com grupos funcionais de combinações diferentes, e isso é que regula a força de ligação e a duração desta complexação, pois com a formação de ligações a decomposição é retardada.

Vários trabalhos já foram realizados no Brasil, com o intuito de comparar o efeito dos resíduos de várias plantas no pH do solo e na disponibilidade de Ca, Mg e K, bem como na complexação do Al (Franchini et al., 1999-2003; Amaral et al., 2004). Os resultados obtidos até o momento demonstram que realmente ocorre aumento do pH com a aplicação destes resíduos em superfície, com maiores efeitos nas camadas mais superficiais. Com relação aos cátions Ca, Mg e K, têm sido demonstrado que seus teores trocáveis aumentam nas camadas superficiais, mas muitas vezes em decorrência da quantidade presente no resíduo, e não do aumento da disponibilidade do nutriente pre-existente no solo. Considerando o Al livre, os ácidos orgânicos conseguem complexar este elemento, tornando-o indisponível. Com relação às culturas, o nabo forrageiro é que normalmente apresenta maior

efeito nestas características químicas do solo, devido à maior presença de ácidos orgânicos no tecido desta cultura, tais como cítrico e málico.

O Al do solo é preferencialmente complexado com o ácido cítrico, por isso, muitas vezes, algumas culturas tem maior potencial em diminuir o Al tóxico do solo. Já no caso do ácido málico a preferência é pelo Ca. A constante de estabilidade do ácido málico + Al (4,6) é menor que a do ácido cítrico + Al (8,0), o que pode favorecer a complexação do ácido cítrico com o Al e do málico com o Ca. O transporte de Ca-ligante para a camada subsuperficial do solo ocorre quando a constante de estabilidade do complexo é maior que a constante de estabilidade do Ca-solo e a constante Al-ligante é menor que a do Al-solo. Neste caso, o complexo Ca-ligante é suficientemente estável, para impedir a adsorção de Ca no solo, mas também não é suficientemente forte, para trocar com o Al do solo (Miyazawa et al., 2000).

A disposição das cargas do ácido cítrico, no qual o grupamento OH está no meio da molécula e ao lado de um dos grupamentos COOH, favorece sua interação com a fração mineral do solo (Stevenson, 1967), podendo formar quelatos e neutralizar, de forma estável, os sítios de adsorção do solo. O ácido oxálico, embora apresente maior densidade de carga, abrange apenas grupamentos COOH, mais difíceis de participar das reações que os grupamentos OH do ácido cítrico.

4.2 Fósforo no solo

Dentre as várias formas que o fósforo é encontrado no solo, as plantas o absorvem somente nas formas iônicas $H_2PO_4^-$ e HPO_4^{2-}. Depois de absorvido, ele permanece na forma de ortofosfato, não modificando seu estado de oxidação, ao contrário do que ocorre com outros nutrientes, como o nitrogênio (N) e o enxofre (S). O radical fosfato no interior da planta pode estar como íon livre, ligado a cátions metálicos formando compostos solúveis ou complexos insolúveis e, na forma mais importante, ligado a radicais orgânicos (P orgânico). Os compostos fosfatados mais importantes nas plantas são os fosfatos de inositol, ácidos nucléicos (DNA e RNA), fosfolipídios, ATP e ADP, e ainda NADP. Por fazer parte destes compostos, o P é essencial na divisão celular, na reprodução e no metabolismo vegetal (Anghinoni & Bissani, 2004).

No solo, o fósforo está presente nas fases sólida e líquida, ou seja, adsorvido ou complexado com os oxi-hidróxidos de Fe, Al e Ca e com a matéria orgânica, ou livre na solução do solo. Sendo o solo uma mistura de materiais orgânicos e inorgânicos, o P também se apresenta em formas orgânicas e inorgânicas, tanto na fase sólida como na solução do solo, sendo que existe um equilíbrio entre o P adsorvido e o P em solução. Devido à baixa quantidade total de água retida pelo solo e a baixa concentração de P na solução, a quantidade prontamente disponível de P para as plantas é muito baixa, havendo a necessidade de difusão de P da fase sólida para a solução para suprir as necessidades das culturas. Essa difusão é dependente do pH, do teor de óxidos e de outros fatores que afetam o equilíbrio P-sólido/P-solução (Anghinoni & Bissani, 2004).

O fósforo orgânico está presente no ambiente como parte do tecido de plantas vivas e de resíduos em decomposição, bem como de grãos e sementes exportados nas colheitas, e também faz parte dos resíduos de origem animal e humana. Uma das formas mais comuns de adicionar P ao sistema é por meio do uso de fertilizantes industriais, os quais são originados da manipulação de rochas fosfáticas, tornando o P disponível para absorção pelas plantas. Mas o uso de resíduos vegetais e animais também são formas importantes de adição de P, e estão constantemente ocorrendo, muitas vezes sem ser percebido.

Os solos podem ser considerados como fonte ou como dreno de fósforo dependendo de suas características relacionadas ao grau de intemperismo. Assim o solo serve como fonte quando ainda apresenta reservas naturais ou pela adição de fertilizantes. Solos em estágio avançado de intemperismo apresentam características como maior eletropositividade, menor capacidade de troca de cátions, aumento da adsorção aniônica, diminuição da saturação por bases, entre outras. Neste caso, o solo compete com a planta pelo fertilizante adicionado, caracterizando-se como um dreno (Novais & Smith, 1999). Naturalmente em solos tropicais e subtropicais, solos dreno, o P encontra-se em concentrações muito baixas na solução, sendo limitante para o desenvolvimento de culturas comerciais. Em solos jovens, as grandes quantidades de fosfatos primários, através do intemperismo, fornecem este nutriente às plantas.

A disponibilidade de P é muitas vezes descrita pelo grau de labilidade deste nutriente no solo, ou seja, pela forma e interação que o P está sofrendo dos sítios de adsorção do solo. Se o mesmo está em solução ou fracamente adsorvido, então está na forma

lábil, se está adsorvido com maior força nas argilas e óxidos de Fe e Al, então o grau de interação é que regulará a labilidade do mesmo. Com o desenvolvimento do solo, as formas lábeis de P diminuem e as formas não lábeis aumentam, especialmente aquelas inorgânicas inativas. A participação do P orgânico aumenta, e os processos biológicos tendem a governar sua disponibilidade para as plantas e/ou microrganismos do solo (Cross & Schlesinger, 1995). Por isso, o estudo das frações de P presentes no solo se faz importante, e pode ser utilizado como parâmetro para avaliação da disponibilidade deste nutriente ao longo dos anos de cultivo.

Os sistemas de cultivo também influenciam grandemente o comportamento dos nutrientes no solo. No sistema de semeadura direta normalmente ocorre acúmulo de matéria orgânica na superfície, conseqüentemente ocasionando aumento na disponibilidade de alguns nutrientes nas camadas mais superficiais do solo. O sistema de semeadura direta altera em muito a dinâmica do P no solo, pois este nutriente se acumula nas camadas superficiais, podendo aumentar a fração orgânica, seja pela ausência de mobilização, seja pela produção de ácidos orgânicos que competem pelos sítios de retenção (Rheinheimer, 2000). Já no sistema convencional a distribuição do material orgânico é mais uniforme no perfil e a decomposição é mais rápida, desfavorecendo a acumulação de frações orgânicas de nutrientes no solo.

4.3 Competição entre fósforo e ácidos orgânicos

Os solos têm potencial de adsorver ácidos orgânicos com grande energia, ocupando os sítios de adsorção de fosfato, aumentando a disponibilidade de fósforo para as plantas (Andrade et al., 2003). Esses ácidos podem também formar complexos organo-metálicos estáveis com Fe e Al, em várias faixas de pH (Sposito, 1989). Fatores importantes que determinam a eficiência de competição entre os AO com fontes de P no solo são: o pH do solo, a composição destes ácidos, a concentração, a capacidade de sorção destes ácidos e a persistência destes ânions no solo (Stevenson, 1967).

Os ácidos orgânicos podem exercer uma função importante na utilização dos nutrientes insolúveis pelas plantas, especialmente o P (Kirk et al., 2000). Em solos tropicais ácidos, a mudança do pH na rizosfera e a produção de AO que competem pelos

sítios de adsorção liberam o P orgânico pela quelatização de óxidos de Fe e Al, aumentando assim a solubilidade de P no solo (Jones, 1998). Os ácidos orgânicos mais ativos no solo são o cítrico, oxálico, glucônico, lático e málico (Guppy et al., 2005). Os ácidos húmicos e fúlvicos também podem cumprir o mesmo papel que os anteriores na disponibilização de alguns nutrientes aniônicos. O ácido carbônico que se forma a partir do CO_2 proveniente da respiração microbiana e radicular, ainda que não seja um ácido orgânico, também atua de forma similar, especialmente em relação aos fosfatos de Ca.

Uma das principais fontes de ácidos orgânicos no solo é a decomposição da matéria orgânica, mas também a lavagem direta da palha dos resíduos vegetais e os exsudatos radiculares e microbianos são outras importantes fontes. Têm-se detectado a exsudação ativa de ácidos orgânicos por parte dos gêneros *Bacillus, Thiobacillus, Mycobacterium, Micrococcus, Enterobacter, Arthrobacter, Pseudomonas, Nitrobacter, Escherichia, Agrobacterium, Erwiinia, Aspergillus, Penicillium, Scleortium, Fusarium, Trichoderma, Mucor, Streptomyces e* outros. Entre as plantas, o gênero *Lupinus* é conhecido por sua capacidade de exsudar ácido cítrico através de suas raízes (Eira, 1992).

Concentrações de ácidos orgânicos de baixa massa molecular na solução do solo são bastante reduzidas. No entanto, sob condições ambientais adequadas, estes ácidos podem se acumular até níveis tóxicos para o crescimento de plantas. Stevenson (1967) determinou que os AO atingem seu nível de equilíbrio durante a decomposição dos resíduos orgânicos de plantas e após isso, há redução na concentração no solo. Diferente dos ácidos graxos de cadeias longas, que podem persistir no solo por longos períodos de tempo, os AO de baixa massa molecular tem uma existência transitória, sendo a quantidade presente no solo num determinado período, o balanço entre os processos de síntese e degradação, controlados pelos microrganismos (Kpomblekou-A & Tabatabai, 2003).

Kpomblekou-A & Tabatabai (1994), estudando a habilidade de 19 ácidos orgânicos de baixo peso molecular na liberação de P de fosfatos naturais, mostraram que as reações envolvidas nos processos de liberação de P não são somente dependentes de pH, mas também relacionadas às características estruturais dos AO. Moléculas orgânicas com maior número de grupos funcionais, como o OH e o COOH, são mais efetivas na competição pelos sítios de adsorção que aquelas com menor número. Como exemplo, o ácido málico, com um grupo OH e dois COOH, foi mais efetivo em reduzir a adsorção de P do solo que o ácido

acético, com apenas grupos COOH. Comparação semelhante pode ser feita entre citrato e acetato.

O comportamento do fósforo no solo é diferenciado de acordo com as características especificas de cada local e também com a ação da decomposição da matéria orgânica e liberação de compostos orgânicos, que na grande maioria apresentam comportamento aniônico no solo. Os compostos orgânicos solúveis oriundos da decomposição da matéria orgânica podem agir na disponibilização de P no solo, através do esquema proposto por Guppy et al. (2005), descrito na figura 1.

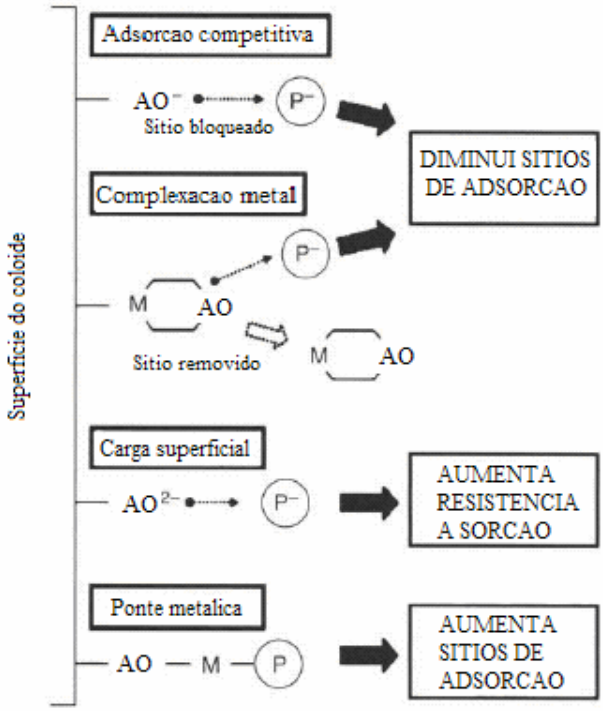

Figura 1. Competição entre ácidos orgânicos e fósforo, pelos sítios de adsorção no solo.

A adsorção competitiva entre o fósforo e os ácidos húmicos, fúlvicos, e AO pelos sítios de adsorção do solo, resulta no aumento da concentração de P na solução (Figura 1). Embora a inibição competitiva tenha sido considerada como o principal mecanismo de ação da matéria orgânica na disponibilização de P, a complexação de metais e reações de dissolução (afetando óxidos de Fe e Al) podem potencialmente reduzir o número de sítios de adsorção, liberando P para solução. Outro efeito direto, mas negativo, da matéria

orgânica na disponibilidade de P é o aumento da formação de pontes de ligações metálicas, incrementando a adsorção. A sorção de compostos da matéria orgânica pode aumentar a carga negativa na superfície do solo, ou diminuir o ponto de carga zero (PCZ) tornando mais difícil a adsorção de P (Guppy et al., 2005). Por outro lado, o aumento na disponibilidade de P pode se dar simplesmente pela quantidade de P adicionado via material orgânico no sistema sem haver interferência do P originalmente presente no solo.

Apesar da efetividade em restringir a adsorção de P pelo solo, alguns ácidos orgânicos são rapidamente mineralizados quando aplicados no solo (alguns resistem por mais tempo, dependendo de sua estrutura). A aplicação de esterco, a exsudação de raízes e o metabolismo de microrganismos, como fontes naturais de reposição de ácidos orgânicos, mantêm o processo de bloqueio dos sítios de adsorção de P de maneira mais continua e, portanto, mais efetiva, mas isso é um processo que varia de solo para solo.

A adsorção de P na presença de AO de baixa massa molecular é dependente da concentração e do tipo de AO presente, do pH, da natureza do adsorvente e da origem do eletrólito usado. Embora baixas concentrações de AO tenham também reduzido a adsorção de P, mesmo com o P em altas concentrações, a eficiência em competir pelos sítios e reduzir a adsorção de P é maior quando os AO estão presentes em altas concentrações. A baixa constante de dissociação dos ácidos indica que a adsorção destes ligantes aumenta com a redução do pH, devido a isso, a inibição competitiva pode aumentar com a redução do pH (Guppy et al., 2005).

A estabilidade do complexo AO-metal (Fe ou Al) também afeta a adsorção de P. Quanto mais estável o complexo, mais efetivo ele é em prevenir a adsorção de P. Geralmente, materiais ricos em óxidos (gibsita, goethita) tem maior sensibilidade à inibição da adsorção de P por AO, devido à alta capacidade destes materiais em formar complexos de Fe e Al estáveis, através de pontes de troca de ligantes. Alguns AO específicos, como o oxalato, demonstram grande eficiência de competição em sítios adsorventes específicos (hidróxidos de Al) (Violante et al., 1996).

Afif et al. (1995) avaliaram a habilidade do P em deslocar competitivamente AO adsorvidos num Latossolo brasileiro ao longo do tempo. Os autores mostraram que a adição de P liberou 1-9 μmol de AO/g (predominantemente oxalato e malato), e ambos aumentaram com a quantidade de P adicionado e com o tempo. A adsorção

lenta do P deslocou aproximadamente 2 moles de AO por cada mol de P adsorvido e correlacionou-se com a relação da matéria orgânica do solo com a área superficial específica. Quanto maior a proporção da superfície ativa coberta pelos AO, menor foi a adsorção de P. Importante ressaltar que a adsorção de P foi somente retardada, mas não inibida, pela presença de AO. Os autores concluíram que o retardamento na adsorção pode resultar em melhor absorção de P pelas plantas ao longo do ciclo das culturas.

Em experimento de laboratório, Hue (1991) constatou que o malato é o AO que mais competiu com o P pelos sítios de adsorção. No entanto, no campo, o que apresentou melhor resultado foi o ácido protocatecóico, um composto mais resistente à quebra pela biomassa microbiana, o qual promoveu aumento na disponibilidade de P em solução. Fernandez (1995) observou que, em solos mais oxídicos, com grande capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP), a adição prévia de sacarose aumentou o valor de P remanescente, correspondendo à diminuição da adsorção. De acordo com Afif et al. (1995), o efeito da MO no bloqueio dos sítios de adsorção do fosfato é transitório, porém, na prática, tal efeito pode ser vantajosamente explorado, considerando o tempo de aplicação do fertilizante fosfatado. Esse efeito transitório deve-se a rápida mineralização de alguns ácidos orgânicos, deixando livres os sítios de adsorção. Contudo, experimentos recentes demonstraram que a adsorção de citrato em óxidos de Fe diminui sua degradação, indicando que a adsorção dificulta a mineralização desses ácidos e que o efeito no bloqueio dos sítios de adsorção pode perdurar por mais tempo.

No momento em que se adiciona material orgânico, há um rápido aumento na atividade da biomassa microbiana do solo, e com isso, na produção de AO de baixa massa molecular. Este aumento é diretamente relacionado com a quantidade de carbono facilmente utilizável pelos microrganismos. A concentração de AO na solução do solo normalmente é baixa, e é difícil de prever se vai haver inibição da adsorção de P com essa concentração. A inibição da adsorção de P é freqüentemente justificada com base em estudos de competição demonstrando que, na concentração de 1-10 mmol L^{-1}, ocorre significativa inibição de adsorção de P (Guppy et al., 2005). No entanto, essas concentrações são duas a três vezes maiores que as normalmente encontradas na solução do solo.

Muitos estudos têm sido realizados no sentido de demonstrar o efeito isolado de AO na adsorção de P. No entanto, geralmente nestes estudos são empregadas doses

elevadas destes ácidos e também altíssimas doses de P, com condições de saturar o solo, e isso se sabe que é improvável de ocorrer no campo. Portanto, muito cuidado deve ser tomado no momento de interpretar os dados destes experimentos, pois podem não condizer com a realidade de lavouras.

4.4 Persistência dos AO no solo

A persistência do carbono orgânico também é um fator que interfere em muito nos processos de sorção/dessorção de P no solo. Três processos importantes estão diretamente relacionados com a persistência do carbono: atividade microbiana, disponibilidade metabólica do substrato carbonado e sorção aos colóides do solo. Guppy et al. (2005) declaram que em torno de 10-40% do carbono disponível é rapidamente mineralizado pela biota nativa do solo, pois os autores observaram que os AO foram degradados em 2 a 3 horas após a aplicação quando em concentrações realísticas de solo (10-100 μmol L^{-1}). Os mesmos autores ainda citam que entre os fatores que afetam a atividade microbiana na mineralização de carbono estão a umidade, aeração, temperatura e pH do solo.

A sorção de AO simples em solos e óxidos sintéticos segue os princípios da sorção de ânions inorgânicos, ocorrendo inicialmente por troca de ligantes. As reações dos AO no solo com os sesquióxidos, e a afinidade relativa nas superfícies dos minerais é similar ao que ocorre com P (Al amorfo > ferrihidrita > goethita). Isso demonstra que as reações de troca de ligantes dos AO são fracas, rapidamente saturando a capacidade de adsorção aniônica do solo. A quantidade aniônica adsorvida no solo também segue uma seqüência de preferência nos sítios de adsorção: fosfato >>> oxalato > citrato > malato >> acetato, por isso que a concentração dos ácidos orgânicos precisa ser alta para ter efeito significativo na disponibilidade de P no solo (Guppy et al., 2005).

Na maioria dos solos a preferência é pela adsorção de ácidos orgânicos di ou tricarboxílicos. Essa preferência reflete a grande constante de estabilidade destes AO para complexos com Al ou Fe em solução, ou na superfície dos colóides, e aumenta a capacidade de formar ligações por troca de ligantes bidentadas. Em comparação, um completo recobrimento de ácidos monocarboxílicos também foi observado por Guppy et al. (2005). No

entanto, alguns autores têm questionado a forma com que estas adsorções foram avaliadas, podendo interferir na decomposição das fontes de carbono.

4.5 Ácidos húmicos e fúlvicos

A possível função dos compostos mais estáveis da matéria orgânica na redução da adsorção de P precisa ser estudada com cuidado, dado a sua alta concentração na solução do solo. Tanto ácidos húmicos como fúlvicos são solúveis em condições normais de pH em lavouras cultivadas. Estes ácidos também competem com o P nos sítios de adsorção, mantendo o P mais solúvel. Logo após a aplicação, ácidos húmicos e fúlvicos diminuiram a adsorção de P de 27 a 63% em Oxissolos, no entanto, após 10 dias a eficiência em competir foi reduzida, possivelmente pela degradação destes ácidos pelos microrganismos (Guppy et al., 2005).

Alguns autores têm mostrado que o ácido fúlvico é mais efetivo na redução da adsorção de P que o ácido húmico, com maior efeito sobre a gibsita (óxido de Al). A habilidade de competir dos ácidos húmicos e fúlvicos aumenta em pH baixo, com a máxima sorção de ácidos húmicos em pH entre 4,0 e 5,0, fortemente relacionado com o número de grupos carboxílicos (-COOH). Também foi observado que a adição de pequenas quantidades de ácidos húmicos e fúlvicos, refletindo condições de campo, também reduziu a adsorção de P (10% menor) em cinco solos altamente intemperizados da Malásia (Heng, 1989).

Ácidos húmicos e fúlvicos não somente competem com o P pelos sítios de adsorção, mas também em muitos casos, agem como superfícies de adsorção de P. A propensão dos ácidos húmicos em adsorver P é estritamente relacionada com o seu conteúdo de Fe e Al, particularmente Al (Guppy et al., 2005; Heng, 1989). Em alguns solos, a reação dos metais com os ácidos húmicos ou fúlvicos aumenta consideravelmente a adsorção, e restringe o processo de ciclagem de P. Pushparajah (1998) sugere que em solos altamente intemperizados, a sorção de P pelos ácidos húmicos e fúlvicos pode ajudar a aliviar os problemas associados com a alta adsorção de P, através da lenta mineralização destes complexos.

4.6 Competição entre Pi e Po

A decomposição da matéria orgânica produz não somente compostos de carbono solúveis, mas também compostos de P orgânico (Po), que poderiam potencialmente competir com o P inorgânico nos sítios de adsorção. A sorção de compostos de Po nos sítios de adsorção do solo é similar ao que ocorre com o Pi e a matéria orgânica, formando uma troca de ligantes com os compostos de Fe e Al no solo. A sorção do Po varia de acordo com a densidade de carga do grupo fosfato, e a configuração espacial da molécula (Guppy et al., 2005). Os resultados de literatura são controversos a respeito da adsorção de Po, pois alguns autores relataram que a adição de Pi inibe a adsorção de Po, enquanto outros observaram que o Po é preferencialmente adsorvido em solos altamente intemperizados.

Baseados em mudanças na relação entre Pi e Po na solução, com mudanças na reação solo/solução, Chapman et al. (1997) concluíram que a composição de Po na solução do solo é controlada mais pela atividade biológica que pelos processos de adsorção. O que é certo é que melhores considerações sobre Po precisam ser feitas quando se examinam os processos de adsorção competitiva, associados com a decomposição da matéria orgânica e disponibilidade de P.

4.7 Competição entre P e compostos de carbono solúveis de resíduos vegetais

Embora se tenha mostrado que interações entre P e alguns AO, ácidos húmicos e fúlvicos reduzem a adsorção de fósforo, é importante examinar a interação do P com compostos de carbono solúveis em água, derivados da adição de resíduos vegetais. Estes compostos podem interagir e se comportar de maneira diferente com relação à adsorção de P quando se considera os compostos individuais.

A inibição da adsorção de P no solo por compostos orgânicos de plantas é diretamente relacionada com o tipo de composto, de acordo com o tamanho de molécula. Carbono orgânico solúvel derivados de plantas, geralmente têm uma massa molecular menor que 1000 Daltons, com média de 620-850 Daltons para resíduos de trigo, ervilhaca e trevo. A densidade de carga negativa dos carbonos orgânicos solúveis (6,2 a 8,0 mmol(-)/g C) influencia na sua habilidade de reagir com os colóides do solo e também na

efetividade de competir com a adsorção de P. O citrato tem carga negativa de 48 mmol(-)/g C (Ohno & Crannell, 1996).

Pequeno número de experimentos tem sido conduzido para avaliação do carbono orgânico solúvel derivado de resíduos vegetais, e estes mostraram que esse carbono solúvel é capaz de reduzir a adsorção de P. Isto não é surpresa, considerando a quantidade de ácidos fúlvicos nestes materiais, e conforme foi relatado, os ácidos húmicos reduzem a adsorção de P. No entanto, com as reações entre o P e os ácidos húmicos e fúlvicos, o potencial do P de ser adsorvido a estes compostos, particularmente através de pontes metálicas, cria ambigüidade quanto ao efeito na sorção líquida de P no solo (Guppy et al., 2005).

O efeito da matéria orgânica em aumentar a disponibilidade de P no solo tem sido amplamente estudado. Os mecanismos que agem neste caso são uma combinação entre aumento do pH, diminuição do Al trocável, e a soma do P mineralizado pelas várias fontes de material orgânico disponíveis. Algumas plantas têm um efeito mais expressivo na redução da adsorção de P, como é o caso do trevo, outras parecem não exercer efeito, como é o caso do milho. LeMare et al. (1987) examinaram o efeito, em longo tempo, da aplicação de resíduos de plantas na adsorção e dessorção de P em Latossolos do Brasil. As isotermas de adsorção usando solos incubados por 8 anos demonstraram não haver efeito dos resíduos vegetais nas propriedades de adsorção de P, sendo que o valor de P lábil não foi afetado. O efeito significativo do resíduo vegetal na adsorção de P foi relacionado ao aumento do P isotopicamente trocável, sugerindo que o P estava ligado com menor força quando foi adicionada matéria orgânica.

O aumento na disponibilidade de P no solo é muitas vezes atribuído a competição do carbono orgânico solúvel da quebra da matéria orgânica nos sítios de adsorção. No entanto, avaliando resultados de literatura, o aumento na disponibilização de P com a adição de material orgânico foi em grande parte atribuído ao aumento da mineralização de P do material orgânico adicionado, e não da inibição competitiva entre o carbono orgânico solúvel e o P pelos sítios de adsorção. Pois a liberação de Pi da matéria orgânica satisfaz em parte os sítios de adsorção de P, dando a impressão de que reduziu a adsorção de P, mas o que na verdade houve foi o aumento da quantidade total de P presente (Erich et al., 2002).

Nziguheba et al. (1998) compararam a influência do material orgânico de um resíduo de alta concentração de nutrientes (tithonia: 0,27% de P e 3,8% de N), com um de baixa concentração de nutrientes (milho: 0,07% de P e 0,64% de N) na adsorção de P, sendo que o milho foi adicionado 4 vezes para somar a mesma quantidade total de P. A adsorção de P foi reduzida pela adição de tithonia, com efeitos até quatro meses após a aplicação. Por outro lado, a adição de milho não teve efeito na capacidade de adsorção de P. Então, conclui-se que o material orgânico de alta qualidade, tendo rápida mineralização, podem diminuir a adsorção de P em solos intemperizados.

4.8 Dissolução de fósforo do solo

Dissolução de P no solo é o mecanismo no qual ânions orgânicos presentes mudam a estrutura química dos componentes da adsorção por meio de complexação e remoção de metais, liberando P para a solução (Guppy et al., 2005). A relação entre a quelação, dissolução e adsorção de P é afetada através da remoção preferencial do Fe e Al da superfície de adsorção, decrescendo assim o número de sítios disponíveis ou diminuindo a força de adsorção do P nestes sítios. Se o P já está adsorvido nestes sítios, ele pode ser liberado e se tornar disponível, reprecipitar ou readsorver a outros sítios. A questão se os AO diminuem ou não a adsorção de P pela dissolução ou competição não está ainda bem esclarecida. Alguns autores têm mostrado que o oxalato atua na disponibilidade do P, mas seu efeito é mais pronunciado no P adicionado via fertilizante, e não no P nativo do solo.

Ohno & Crannell (1996) observaram correlação positiva entre a inibição na adsorção de P e o Al liberado depois da incubação de carbono orgânico solúvel derivado de resíduos vegetais e adição de P no solo. Para cada 1-2 μmol de Al dissolvido 1 μmol de P não foi adsorvido. Considerando a dissolução como mecanismo principal pela redução da adsorção de P, isso implica em dizer também que as superfícies dos colóides estão completamente saturadas com P, ou que ligantes orgânicos complexaram seletivamente somente o Al que está ligado com o P, para resultar na proporção de 1:1 observada entre o Al e o P. Em estudos posteriores, os mesmos autores detectaram que a diminuição na adsorção de

P foi devido à complexação do Al superficial pelos carbono orgânico solúvel, ao invés da dissolução do Al.

Dois fatores confusos precisam ser considerados na eficiência dos carbono orgânico solúvel em inibir a adsorção de P mediante a dissolução da superfície dos minerais. O primeiro diz respeito a determinar se o Fe e o Al complexados por AO que estavam solúveis reduzem o número de sítios com potencial de adsorção ou simplesmente expõe mais as superfícies nas quais novo P pode ser adsorvido. O segundo considera se as concentrações de ligantes do carbono orgânico solúvel da massa de solo, particularmente da decomposição da matéria orgânica, estão hábeis para dissolver o P da superfície dos colóides para aumentar sua disponibilidade (Guppy et al., 2005).

A importância dos AO na nutrição de plantas, principalmente sua ação nos sistemas radiculares com a exsudação, tem sido de grande relevância. A remoção de P adsorvido na rizosfera aumentou com a acidificação e com a excreção de AO, como o malato, citrato e oxalato. No entanto, as espécies de plantas variam grandemente na resposta à deficiência de P e na capacidade de modificar o pH da rizosfera e também na concentração de cada AO no tecido e sistema radicular. A taxa de dissolução de fosfatos na solução do solo pode ser acelerada grandemente pela presença de AO como o malato, citrato e oxalato, chegando a apresentar incremento na concentração de P em solução de 10 a 1000 vezes, dependendo do tipo de solo e forma de fósforo, e também da concentração de AO no solo (Fox et al., 1990; Gerke, 1994).

As informações sobre a influência da matéria orgânica do solo na disponibilidade de fosfato têm alguns relatos discordantes (Gatiboni, 2003). Há afirmações de que os compostos orgânicos do solo podem adsorver o fosfato inorgânico, formando complexos ternários, intermediados por pontes de cátions, como o Fe e Al (Beldrok et al., 1997). A matéria orgânica poderia também aumentar a adsorção do fosfato, pelo impedimento da cristalização dos óxidos, aumentando a relação Fe oxalato/Fe ditionito, o que acarreta em maior superfície de adsorção (Schwertmann et al., 1986). Outros relatos afirmam que os AO e outros compostos intermediários de caráter aniônico, provenientes dos resíduos vegetais em decomposição, podem competir com o fosfato pelos sítios de adsorção dos colóides do solo, diminuindo sua adsorção (Mesquita Filho & Torrent, 1993; Iyamuremye et al., 1996; Nziguheba et al., 1998).

As formas de fósforo encontradas no solo (inorgânica, orgânica, lábil, moderadamente lábil, recalcitrante) podem contribuir para a sua disponibilidade às plantas ao longo do tempo. A dinâmica do P no solo é dependente das condições naturais de cada solo, do ambiente e do manejo adotado. Por isso, alguns solos não apresentam boa correlação da quantidade de fósforo medida com um extrator e a absorção pelas plantas (Gatiboni, 2003, citando vários autores). No entanto, um estudo mais aprofundado dos processos que atuam sobre formas de fósforo no solo poderia fornecer dados mais precisos sobre a disponibilidade deste nutriente para as plantas, e também sobre a construção gradual dos níveis de fertilidade em solos com baixa disponibilidade inicial. Assim, se faz necessário o conhecimento da dinâmica da adsorção e dessorção das formas de fósforo retidas com maior energia e ditas menos disponíveis às plantas, com a possibilidade de incluí-las como um parâmetro de estimativa da disponibilidade de fósforo no solo.

4.9 Alterações químicas no solo com o manejo

Um dos maiores avanços no processo produtivo da agricultura brasileira foi a introdução do sistema de semeadura direta (SSD) no Sul do Brasil, a partir do início da década de 70. Seu objetivo básico inicial foi controlar a erosão hídrica (Lopes et al., 2004). No entanto, a difusão do SSD para todo o Brasil a partir da década de 90, ocasionou uma série de mudanças no solo, com a necessidade de mais estudos sobre o manejo deste sistema e sobre as condições específicas de cada região.

As informações obtidas em alguns experimentos de longa duração, implantados principalmente na região Sul do Brasil, permitiram concluir que a semeadura direta não é apenas um sistema eficiente de conservação do solo. Áreas sob SSD apresentam inúmeras características próprias, e que, por conseqüência, exigem um manejo diferente em relação à fertilidade do solo, quando comparado com o convencional. Essas características são decorrentes dos seguintes fatores: a) do não revolvimento do solo e do acúmulo progressivo de restos culturais; b) da adubação sucessiva em sulcos ou a lanço superficial; c) da variedade de plantas adotada na rotação de culturas - tanto em relação à quantidade quanto à qualidade da matéria seca das mesmas; d) de uma dinâmica de água no solo diferente da que ocorre com o

preparo convencional do solo e; e) de uma condição diferenciada em relação a pragas, doenças e plantas daninhas (Wiethölter, 2002).

No caso do cerrado, um fator adicional na dificuldade de implantação do SSD nesta região do Brasil, a partir dos anos 90, surgiu em decorrência de não haver muitas alternativas de plantas de cobertura que suportassem os seis meses de baixa disponibilidade de água que ocorre entre abril e setembro. Outro ponto que merece destaque, em face do menor tempo de adoção dessa prática nessa região, é que existem poucos experimentos de longa duração que permitam extrair informações conclusivas sobre alterações na dinâmica da fertilidade do solo sob SSD, e sobre suas respectivas alternativas práticas (Lopes et al., 2004).

Em condições brasileiras, os estudos pioneiros de Ramos (1976) mostraram a eficiência do SSD no controle de perdas de solo por erosão. Posteriormente, Muzilli (1983), avaliando a fertilidade do solo, constatou diferenças significativas quanto ao acúmulo de nutrientes no SSD, em relação ao preparo convencional. Entre os nutrientes citados, o teor de P apresentou os maiores valores, sendo de 4 a 7 vezes superiores aos encontrados no preparo convencional, na camada de 0-5 cm, sugerindo a possibilidade de reduzir a adubação fosfatada no SSD.

O aumento do teor de matéria orgânica na camada superficial do solo com o decorrer do tempo de implantação do sistema de semeadura direta é uma das características de destaque (Lopes et al., 2004). A ausência de preparo do solo e a quantidade e qualidade, tanto dos resíduos das culturas de interesse econômico em rotação ou sucessão como das plantas de cobertura ao longo dos anos, acarretam um aumento gradual no teor de matéria orgânica, notadamente na camada superficial (0-10 cm). Essa acumulação é decorrente da deposição de resíduos em superfície, ocasionando menor contato entre o resíduo e o solo, com isso diminuindo a atividade dos microrganismos na decomposição e mineralização, persistindo por mais tempo os resíduos. A redução dos teores de Al livre no solo também é um fator observado no SSD, fator este que é controlado pelos produtos da decomposição dos resíduos e da matéria orgânica.

A disponibilidade de nutrientes catiônicos, como K, Ca e Mg, são também alteradas com a introdução do sistema de semeadura direta. Normalmente é observada a acumulação destes cátions em camadas próximas a superfície no SSD, em decorrência da

ciclagem do nutrientes através das plantas, as quais absorvem em maiores profundidades e depois como são depositadas na superfície, acabam liberando esses nutrientes na superfície do solo, ao contrário da distribuição uniforme destes nutrientes na camada arável, observada no preparo convencional (Franchini et al., 1999).

O sistema de semeadura direta pressupõe a cobertura permanente do solo que, preferencialmente, deve ser de culturas comerciais ou, quando não for possível, culturas de cobertura do solo. Tal cobertura deverá resultar do cultivo de espécies que disponham de certos atributos, como: produzir grande quantidade de matéria seca, possuir elevada taxa de crescimento, ter certa resistência à seca e ao frio, não infestar áreas, ser de fácil manejo, ter sistema radicular vigoroso e profundo, ter elevada capacidade de reciclar nutrientes, ser de fácil produção de sementes, apresentam elevada relação C/N, entre outras.

4.10 Alterações nas frações de P no solo devido ao manejo

Normalmente, em solos altamente intemperizados, os teores de fósforo disponível são baixos. Devido a isso, diversos mecanismos são utilizados pelas plantas e organismos adaptados para aumentar a eficiência de absorção de P. Estas estratégias podem ser de caráter morfológico, como aumento da relação raiz/parte aérea, mudanças na morfologia das raízes, aumento de pêlos radiculares e associação com fungos micorrízicos (Gatiboni, 2003). Os mecanismos também podem ser bioquímicos ou fisiológicos, como a redução do efluxo de fósforo, mobilização do P inorgânico vacuolar, secreção de ácidos orgânicos, aumento da produção de fosfatases e RNases, e ativação de genes para mudanças nos carregadores de fósforo, alterando seu Km e Cmin (Rhaghothama, 1999). Por outro lado, as culturas comerciais melhoradas geneticamente para aumentarem a produtividade, acabam por perder características ligadas à eficiência de absorção de nutrientes ou não desenvolvem seus mecanismos de maneira satisfatória. Por este motivo, a utilização dessas plantas em solos intemperizados requer altos investimentos em fertilizantes e corretivos de solo, para aumentar a disponibilidade e o suporte de absorção do P e outros nutrientes para as plantas.

Métodos de preparo que não revolvem o solo e/ou sistemas de cultivo que adicionem grande quantidade de resíduos, resultam em aumento nos teores de matéria orgânica, especialmente em solos com menores teores de argila e óxidos (Bayer, 1996). A

manutenção ou o acúmulo de matéria orgânica pode servir como proteção aos efeitos negativos da fase mineral, mantendo os nutrientes ciclados no sistema em formas que possam ser disponíveis às plantas. A transformação do Po em Pi e sua retenção em formas não lábeis com o cultivo, pode ser minimizada pelo manejo adequado do solo.

O acúmulo de fósforo na superfície do solo é uma das características do sistema de semeadura direta. 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 se reflete em maiores teores de Pi em formas lábeis, moderadamente lábeis, e inclusive não-lábeis, quando comparado ao sistema convencional. 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.

Rheinheimer (2000) cita que a adoção do sistema de semeadura direta por longos períodos, incrementou o Po da camada superficial de solos com teores baixos de argila e óxidos. Pois o revolvimento induz a altas taxas de decomposição da matéria orgânica e tende a diminuir os teores de Po em formas lábeis e moderadamente lábeis. Por outro lado, em solos argilosos e com altos teores de óxidos de Fe, mesmo com a adoção do SSD por vários anos, houve pouca modificação nos teores de Po e de matéria orgânica, quando comparados com o sistema convencional.

Santos & Tomm (2003) também têm sugerido que os teores de P disponível no solo nas camadas mais superficiais são incrementados com a adoção de sistemas de manejo com menor revolvimento do solo. Entre os sistemas, o SSD e cultivo mínimo acumularam mais P nas camadas superficiais em relação ao convencional. O acúmulo de P próximo à superfície do solo decorre das aplicações anuais de fertilizantes fosfatados, da liberação de P durante a decomposição dos resíduos vegetais e da menor fixação de P, devido ao menor contato desse elemento com os constituintes inorgânicos do solo, uma vez que há pouco revolvimento de solo no SSD. Parte dessas afirmações são válidas também para o K disponível do solo (Sidiras & Pavan, 1985).

As frações orgânicas e inorgânicas de fósforo no solo podem atuar como fonte ou dreno para a solução do solo, dependendo das suas características mineralógicas, das condições ambientais, da fertilização e do manejo do solo (Novais & Smith, 1999). Em ecossistemas naturais, onde não há adição de fósforo, a sua disponibilidade

está intimamente relacionada à ciclagem das formas orgânicas, sendo que a perturbação do sistema pela introdução de outras espécies vegetais ou pelo aumento da biomassa vegetal e adubação, pode acarretar em aumento na sua mineralização, devido a incrementos também na atividade microbiana (Condron et al., 1985; Magid et al., 1996). Por outro lado, quando há fertilizações, ocorre o acúmulo de P nas formas inorgânicas, que tamponam a solução. Quando da adição de fertilizantes fosfatados, ocorre a redistribuição do P em todas as frações do solo, porém o acúmulo é mais pronunciado nas frações inorgânicas lábeis. Com o tempo, há aumento da energia de adsorção e o P passa gradativamente para formas de menor labilidade, o que caracteriza o processo de "envelhecimento do fósforo" (Barrow, 1999; Novais & Smith, 1999).

Em área submetida a 65 anos de cultivo sem fertilização, Hedley et al. (1982) observaram que todas as formas de P atuaram como fonte, reduzindo em 29% o P total do solo, quando comparado à pastagem natural. As frações inorgânicas tiveram uma depleção de 26%, as orgânicas 24% e o P residual 52% dos seus teores originais, mostrando que, embora o P residual seja considerado não lábil, poderá se tornar disponível ao longo de alguns anos de cultivo. Resultados semelhantes foram encontrados por Duffera & Robarge (1996), que constataram diminuição de todas as frações de P com o cultivo em solos pouco intemperizados da Etiópia, sendo que as formas orgânicas diminuíram até 27% e as inorgânicas 61%, causando uma diminuição de 59% do P total do solo.

Araújo et al. (1993) relataram que a fertilização e o cultivo de um solo por 25 anos provocou aumento nos teores de P orgânico e inorgânico, comparado a um solo similar sob mata nativa. Contudo, em valores relativos, o P orgânico decresceu de 55,6% do P total no solo de mata para 25,1% no solo cultivado, mostrando que a acumulação do P adicionado ocorre preferencialmente em formas inorgânicas, comportamento também observado por outros autores, citados por Gatiboni (2003).

Com a aplicação de adubos fosfatados e conseqüente adsorção do P aos colóides, o manejo do solo passa a ter papel importante no prolongamento da sua labilidade, pois algumas práticas podem ser adotadas para diminuir a sua adsorção específica, como o não revolvimento do solo, controle da erosão e a manutenção da cobertura vegetal do solo (Gatiboni, 2003). Em solos onde a fração argila é composta predominantemente por oxi-hidróxidos de Fe e Al mais caulinita, como os Latossolos, a capacidade de adsorção de fosfato

é alta. Por isso, adições de fertilizante fosfatado onde o solo é revolvido, proporciona exposição de novos sítios de adsorção, contribuindo para a sua retenção com maior energia, como acontece no sistema de cultivo convencional, exigindo doses elevadas para manter a alta disponibilidade. Do mesmo modo, a incorporação dos resíduos vegetais facilita o ataque de microrganismos, dificultando o acúmulo de matéria orgânica e de P orgânico. Além disso, com a pulverização do solo e ausência de cobertura vegetal, a erosão é significativa, havendo perdas de nutrientes nos sedimentos transportados. Por isso, em sistemas com maior proteção do solo, como o sistema de semeadura direta, onde há mínimo revolvimento e os resíduos permanecem na superfície, a eficiência da adubação fosfatada é melhorada (Gatiboni, 2003).

A biomassa microbiana do solo é uma fonte importante de carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre, e suas flutuações em tamanho e atividade, podem influenciar a disponibilidade destes nutrientes para as plantas (Rheinheimer, 2000). Esta biomassa microbiana é dependente de fonte de energia para que sua atividade seja acelerada, e essa energia é fornecida na forma de resíduos orgânicos das plantas. A adoção do SSD tende a aumentar a biomassa microbiana, devido a adição de exsudatos radiculares e resíduos de plantas, além das menores flutuações na temperatura e umidade do solo. Do mesmo modo, a mineralização do P orgânico do solo é dependente da atividade de microrganismos edáficos, envolvendo aí a biomassa microbiana e atividade de fosfatases (Reinheimer, 2000).

4.11 Adsorção de P e matéria orgânica

Em solos com alto teor de óxidos e argila, grande parte do fósforo do solo sofre o processo de adsorção específica, ou seja, ligações fortes entre os argilominerais e/ou óxidos e os íons fosfato. Essa adsorção específica de fosfatos ocorre por troca de ligantes com os grupos OH^- de superfície dos oxi-hidróxidos de Fe e Al, extremidades dos argilominerais, e argilas alófanas, o que influencia fortemente a concentração de P na solução do solo (Parfitt, 1978). A adsorção específica também é regulada pela presença de ácidos húmicos e fúlvicos e AO de baixa massa molecular que competem com o P pelos sítios de adsorção (Fontes et al., 1992).

Segundo Rheinheimer (2000), citando vários autores, a adsorção de fosfato no solo ocorre em estágios; no primeiro estágio predomina a neutralização das cargas

positivas, as quais são saturadas quando todos os grupos OH^{2+} forem compartilhados pelos íons fosfato; no segundo estágio ocorrem as trocas de ligantes; e no terceiro estágio ocorrem ligações de baixa energia de interação, pois não ocorre quimiossorção e sim interações de caráter mais físico com os íons Fe já octa-coordenados. Adições de fosfatos após atingir o terceiro estágio tendem a diminuir a curvatura das isotermas de adsorção (Barrow et al., 1998; Rheinheimer, 2000).

O aumento do teor de matéria orgânica do solo provoca redução expressiva na superfície específica dos argilominerais e óxidos, principalmente nos Latossolos (Almeida et al., 2003). Da mesma forma, o aumento da capacidade de adsorção de P em profundidade também está diretamente relacionado com a redução da matéria orgânica que ocorre neste sentido, pois o mecanismo de bloqueio parece ocorrer pelo recobrimento da superfície dos óxidos por moléculas de ácidos húmicos e outros ânions orgânicos (Fontes et al., 1992).

Solos tropicais altamente intemperizados são conhecidos por apresentarem minerais como goethita, hematita, gibsita e caulinita, que possuem grupos de superfície Fe–OH ou Al–OH nos quais o fosfato pode ser adsorvido, e isso reduz a disponibilidade de P as plantas (Iyamuremye et al., 1996). No entanto, a disponibilidade de P pode ser incrementada se houver incremento orgânico no solo, como exemplo a permanência de resíduo vegetal de soja e outras culturas (Basamba et al., 2006). Os sítios de adsorção da goethita podem ser bloqueados por frações da matéria orgânica, como ácidos húmicos, diminuindo a adsorção de P. Compostos orgânicos de baixa massa molecular, com o oxalato e malato também podem agir da mesma maneira, bloqueando os sítios de adsorção dos oxi-hidróxidos, mas esses efeitos tem sido transitórios, como reportado por Afif et al. (1995).

Em estudos realizados em solos da região do cerrado brasileiro (maioria Latossolos), Mesquita Filho & Torrent (1993) constataram que a adsorção de P aumenta drasticamente após a remoção da matéria orgânica com água oxigenada (H_2O_2), e a diferença entre o P adsorvido no solo tratado com H_2O_2 e o P adsorvido no solo intacto é relativa ao conteúdo de matéria orgânica.

Embora a inibição competitiva seja considerada como o principal mecanismo de ação da matéria orgânica na disponibilização de P, a complexação de metais e as reações de dissolução de óxidos de Fe e Al podem potencialmente reduzir o número de

sítios de adsorção, liberando também P para absorção pelas plantas (Guppy et al., 2005). Outro efeito direto da matéria orgânica, neste caso diminuindo a disponibilidade de P, é o aumento da formação de ligações metálicas entre a matéria orgânica e o fosfato. A sorção de compostos da matéria orgânica também pode aumentar a carga negativa na superfície do solo, ou diminuir o ponto de carga zero (PCZ), tornando mais difícil a adsorção de P devido a presença de mais cargas negativas nos sítios de adsorção.

No sistema de semeadura direta, os AO de baixa massa molecular, oriundos da decomposição dos resíduos orgânicos, da exsudação radicular e da síntese microbiana, formam complexos com o Fe e Al e/ou são adsorvidos à superfície de óxidos, por troca de ligantes e, conseqüentemente, bloqueiam a adsorção de P (Rheinheimer, 2000). Ânions especificamente adsorvidos são dessorvidos por competidores, somente quando esses podem ocupar os sítios de adsorção. Isso ocasiona aumento da carga negativa da superfície, ou seja, o poder de competição depende da habilidade em aumentar a carga superficial. A sorção de ânions ocorre quando há troca entre ânions ou quando há sítios livres para serem ocupados.

Conforme aumenta a quantidade de ânions adsorvidos, aumenta a cobertura da superfície dos colóides, surgindo nucleações ou pequenos agregados, gerando precipitados superficiais. Segundo Sparks (1995), há um contínuo entre adsorção e precipitação no solo, portanto nunca o solo estará livre da ação de adsorção, mesmo que seja em quantidade mínima. Em solos fertilizados, os produtos de reação com o solo persistem por um período suficientemente longo para permitir a recristalização em formas mais estáveis de P, compatíveis com àquele presente em solução.

Ohno & Crannell (1996) sugerem que os ácidos orgânicos afetam a solubilidade de P no solo e que as propriedades moleculares dos AO, ou seja, os grupos funcionais envolvidos nas reações de coordenação, influenciam a magnitude das reações químicas com o solo. Os mesmos autores ainda afirmam que a presença de grupos funcionais ácidos é uma das mais importantes características químicas dos compostos de carbono solúvel, no entanto o seu envolvimento nas reações de complexação metálica e mineralização depende das suas propriedades químicas especificas.

Em solos com presença de Al trocável ou hidrolisável, a ação dos AO seria mais efetiva neste Al, complexando o mesmo no solo (Fox et al., 1990). Em baixas concentrações a presença de AO tende a aumentar o Al trocável nas argilas por inibir a

hidrólise do mesmo. Já em altas concentrações os AO podem diminuir o Al trocável formando complexos orgânicos solúveis. Em geral, AO com alta constante de estabilidade com o Al tende a aumentar a disponibilidade e diminuir a adsorção de P, enquanto aqueles com baixa constante de estabilidade exercem menor influência na adsorção de P (Fox et al., 1990).

Quanto ao P orgânico do solo, os ortofosfatos de monoéster são a forma mais estável e também a forma predominante, sendo formado por fosfatos de inositol, desde o mono até o hexa, incluindo o ácido hexafosfático de myo inositol, que é o ácido fítico (Magid et al., 1996). Dados apresentados por Condron et al. (1985) mostraram haver a acumulação de mais de 90% do P orgânico nesta forma após a aplicação por três décadas de superfosfato como fertilizante em solos da Nova Zelândia. Como ortofosfatos de diéster as formas mais encontradas são os ácidos nucléicos, os fosfolipídios e o ácido teicóico. Esta fração é menos expressiva no total de P orgânico nos solos e sofre rápida mineralização (Novais & Smyth, 1999).

Enzimas extracelulares têm sido utilizadas na caracterização do P orgânico em resíduos de animais, extratos de solos e soluções lixiviadas (Dao, 2004), pois a especificidade ao substrato apresentada por estas enzimas fosfatases fornece uma boa estimativa analítica da determinação obtida. No entanto, métodos enzimáticos têm mostrado dificuldade de determinação pela baixa recuperação relativa de P em solos (Hayes et al., 2000).

Fosfatos de inositol complexados e insolúveis no solo são relativamente resistentes à hidrólise enzimática, pois compostos poliméricos complexos são formados via ligações intra e intermolecular com cátions polivalentes, limitando a disponibilidade destes substratos para as fitases (Dao, 2004). Tem sido observado que ânions orgânicos facilitam a liberação enzimática de fosfato em Argissolos, no entanto, há diferença na eficiência de liberação por troca de ligantes entre os ânions orgânicos, como exemplo o oxalato é mais efetivo que o formato (Fox et al., 1990). Os AO de baixa massa molecular de ocorrência natural, como os alifáticos, têm sido considerados como possíveis competidores pelos sítios de adsorção de fosfatos, e por conseqüência, podem agir diminuindo a eficiência de recuperação de P com o uso de fosfatases. As formas de fosfato determinadas por métodos enzimáticos são chamadas de P bioativo do solo (Dao, 2004).

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 PRIMEIRO ESTUDO

O experimento relacionado ao primeiro estudo foi conduzido no segundo semestre de 2004 e primeiro semestre de 2005, em casa de vegetação localizada no Departamento de Produção Vegetal da Faculdade de Ciências Agronômicas, UNESP – Botucatu, SP.

5.1.1 Obtenção e caracterização dos extratos de plantas

As espécies utilizadas para obtenção dos extratos foram aveia preta (*Avena strigosa*), nabo forrageiro (*Raphanus sativus*), milho (*Zea mays*), milheto (*Panicum miliaceum*), soja (*Glycine max*) e sorgo forrageiro (*Sorghum bicolor*), as quais foram cultivadas em caixas contendo solo coletado em área cultivada previamente com soja da Fazenda Experimental Lageado, FCA – UNESP. O objetivo deste cultivo foi a obtenção da matéria seca para análises posteriores, por isso não houve preocupação no sentido de realizar análises deste solo. A semeadura das culturas foi realizada em 09 de junho de 2004. A adubação utilizada foi de 120 kg ha^{-1} de K_2O e P_2O_5 para todas as espécies. Além disso, o milho, o milheto, o sorgo, o nabo forrageiro e a aveia preta receberam mais 40 kg de N ha^{-1} na semeadura. Posteriormente, foi realizada uma cobertura com N, que para o milho, o milheto, o

sorgo e o nabo foi de 90 kg de N ha^{-1} e para a aveia preta foi de 40 kg de N ha^{-1}, conforme recomendações para o Estado de São Paulo (Raij et al., 1997).

Aos 60 dias após a emergência as plantas foram coletadas. No momento da coleta o nabo forrageiro estava em pleno florescimento e a aveia preta em início de florescimento. As demais espécies estavam ainda em estágio vegetativo. O material vegetal da parte aérea coletado foi seco em estufa a 65 ºC por 72 horas e moído até passar em peneira com malha de 1 mm.

Sub-amostras da matéria seca das espécies foram utilizadas para determinação do pH em água (1g de MS: 10mL de água), e também do C orgânico total pelo método Walkley-Black (Raij et al., 2001). Também foram analisadas as concentrações de nutrientes nas plantas através de digestão de 0,2 g da matéria seca com 1,0 mL de H_2O_2 + 2,0 mL de H_2SO_4 + 0,7g de mistura digestora ($CuSO_4$ + $NaSO_4$) (Tedesco et al., 1995). No extrato digerido foram analisados N (destilador micro-Kjeldahl), P (fotocolorimetria) K, Ca e Mg (espectrofotometria de absorção atômica). Os valores estão expressos na tabela 1.

Tabela 1. Caracterização química da matéria seca da parte aérea das espécies.

Espécie	**pH em água**	**C**	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**	**C/N**	**C/P**
		----------(g kg^{-1})----------							
Aveia preta	6,05	429,3	15,7	1,3	20,3	3,9	1,5	27,3	330
Milheto	5,82	410,8	22,5	1,5	22,7	6,3	3,5	18,3	274
Milho	5,72	415,5	15,8	0,8	19,2	2,9	2,2	26,3	519
Nabo forr.	5,81	377,2	26,0	2,2	30,5	22,1	3,9	14,5	171
Soja	6,31	418,2	41,3	2,7	25,9	21,0	4,2	10,1	155
Sorgo	5,78	421,5	16,6	1,1	19,8	7,1	3,0	25,4	383

Os extratos das espécies com os compostos orgânicos solúveis em água foram obtidos através de extração por agitação de uma amostra de MS (relação 1g:25mL) em água destilada a 220 rpm durante uma hora. Após, foi realizada uma filtragem com filtro de papel (205 μm).

5.1.2 Determinação dos ácidos orgânicos

A determinação dos ácidos orgânicos de baixa massa molecular, solúveis em água, presentes na matéria seca (MS) das espécies foi realizada segundo metodologia descrita por Franchini et al. (2003). O método é descrito abreviadamente a seguir: extraiu-se os ácidos orgânicos através da agitação de uma amostra de MS em água destilada (relação 1g:25mL) a 220 rpm durante uma hora, com posterior filtragem com filtro de papel de 205 μm. Desta solução foi retirada uma alíquota de 20 mL, a qual foi acidificada para pH 2,5 com uso de HCL 0,5 mol L^{-1}. Após a acidificação, foram realizadas três extrações sucessivas com 75 mL de acetato de etila, formando um volume final de acetato de em torno de 225 mL. As extrações foram realizadas com a adição do acetato, agitação manual por um minuto e posterior decantação. Após a terceira extração, a solução oriunda da água mais MS das culturas foi descartada, e somente os compostos captados pelo acetato de etila foram utilizados no processo de determinação.

O acetato de etila resultante da extração foi evaporado em vácuo com o uso de um evaporador rotativo a 55 ºC, resultando num volume final de mais ou menos 0,5 mL, o qual foi redissolvido em H_2SO_4 0,005 mol L^{-1} (mesma fase móvel usada no HPLC – High Performance Liquid Chromatography). Após isso, foi realizada a filtragem final com filtro de membrana de nitrocelulose 0,45 μm, para posterior injeção no HPLC e elaboração dos cromatogramas, com os picos característicos de cada ácido orgânico de acordo com o tempo de retenção. Os ácidos orgânicos que foram determinados são os conhecidos como alifáticos, e para isso foi utilizado cromatógrafo da marca Shimatzu e uma coluna de troca iônica (HPX-87H, Bio-rad), com uma fase móvel composta de H_2SO_4 0,005 mol L^{-1}. O fluxo de injeção foi de 0,6 mL min^{-1} e o comprimento de onda de 210 nm.

A identificação dos compostos nos cromatogramas foi realizada de acordo com o pico característico de cada elemento e a quantificação feita através da área do pico, usando programa computacional acoplado ao programa de leitura no cromatógrafo. Padrões também foram utilizados para estimativa do fator de concentração de cada ácido através de elaboração da curva de concentração. Os padrões utilizados foram os ácidos puros

ou na forma protonada, com potássio ou sódio, todos de marca comercial considerada superior (Sigma-Aldrich).

5.1.3 Instalação do experimento

As parcelas foram compostas de tubos de PVC de 50 mm de diâmetro externo e 300 mm de altura, com capacidade de 0,65 kg de solo. A montagem das parcelas foi realizada com solo seco ao ar, peneirado em malha de 2 mm, coletado na área experimental do Lageado, classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo de textura média (EMBRAPA, 1999). O solo foi compactado homogeneamente no tubo de PVC, para atingir densidade semelhante à de campo. Na parte inferior do tubo foi fixada uma malha (tela antiofídica), para que não houvesse saída de solo juntamente com a solução percolada. Também foi utilizado um revestimento de plástico internamente em volta do tubo de PVC, para minimizar o fluxo preferencial de solução, e facilitar a retirada das amostras em diferentes profundidades após o encerramento do experimento, por permitir remover a coluna toda de solo sem cortar o tubo. Uma amostra do solo usado para montagem das colunas foi analisada, sendo determinados o pH e as principais características químicas (Raij et al., 2001) e granulométricas (EMBRAPA, 1997) (Tabela 2).

Tabela 2. Análises química e granulométrica do solo na instalação do experimento.

Prof.	Argila	Areia	Silte	pH	MO	P resina
cm	----------g kg^{-1}----------			$CaCl_2$	g kg^{-1}	mg dm^{-3}
0 - 15	222	738	40	5,60	24,7	4,6

Prof.	K	H + Al	Ca	Mg	CTC	SB	V
cm	---------- $mmol_c$ dm^{-3} ----------						%
0 - 15	0,7	18,5	33,0	13,3	65,5	47,0	72

5.1.4 Tratamentos

Os tratamentos foram compostos da aplicação de seis extratos de plantas e uma testemunha com água destilada, com e sem aplicação de fósforo solúvel (superfosfato simples), com quatro repetições. O fosfato foi aplicado superficialmente, no mesmo momento da aplicação dos extratos no solo. Os tratamentos ficaram assim distribuídos:

1 – Extrato de aveia preta
2 – Extrato de aveia preta + 100 kg de P ha^{-1}
3 – Extrato de milheto
4 – Extrato de milheto + 100 kg de P ha^{-1}
5 – Extrato de milho
6 – Extrato de milho + 100 kg de P ha^{-1}
7 – Extrato de nabo forrageiro
8 – Extrato de nabo forrageiro + 100 kg de P ha^{-1}
9 – Extrato de soja
10 – Extrato de soja + 100 kg de P ha^{-1}
11 – Extrato de sorgo forrageiro
12 – Extrato de sorgo forrageiro + 100 kg de P ha^{-1}
13 – Testemunha (água)
14 – Testemunha (água) + 100 kg de P ha^{-1}

As colunas de solo foram previamente umedecidas (dia anterior) até próximo a capacidade de campo para o momento da aplicação dos extratos. A quantidade de extrato aplicada foi de 87 mL, que correspondeu a quantidade de 3,47 g de MS agitadas na relação 1:25 (MS:água), considerando neste caso a área do tubo de 17,35 cm^2 (área interna). Essa quantidade correspondeu a 20 Mg de MS ha^{-1}. A quantidade de superfosfato simples foi de 0,238 g por coluna de solo, correspondente aos 100 kg de P ha^{-1} (230 kg de P_2O_5 ha^{-1}).

A quantidade de nutrientes presente no extrato de cada espécie aplicada nas colunas de solo foi analisada através de ICP-AES (Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometer) (Tabela 3). O nabo forrageiro e a soja apresentaram maiores quantidades da maioria dos nutrientes analisados, mostrando maior potencial de disponibilização de nutrientes no solo. As demais espécies, todas gramíneas, apresentam valores menores. Dentre as gramíneas, o milheto foi a espécie que mais se destacou quanto a quantidade de P, K e Mg acumulado, já o sorgo apresentou a maior quantidade de Ca acumulado no tecido. O milho e a aveia preta foram as espécies com menor quantidade de nutrientes acumulados no tecido.

Tabela 3. Quantidade de nutrientes aplicada nas colunas de solo pelo extrato de cada cultura.

Espécie	P	K	Ca	Mg
	---------- kg ha^{-1} ----------			
Aveia preta	8,3	440	40,4	26,0
Milheto	16,6	464	46,0	61,1
Milho	10,7	359	34,0	39,7
Nabo forrageiro	33,9	623	181,2	73,4
Soja	26,1	444	122,1	64,6
Sorgo	5,6	371	63,9	54,3

5.1.5 Percolação de água no solo

Após uma hora da aplicação dos extratos, foi realizada a coleta da solução percolada das colunas de solo, a qual foi captada em copos plásticos acoplados às colunas. O volume médio percolado foi de aproximadamente 80 mL, isso significa que uma quantidade semelhante a aplicada via extrato, saiu da coluna, devido ao solo estar praticamente saturado. Esta solução percolada foi analisada através de ICP-AES, sendo determinados P, K, Ca e Mg.

Durante os sete dias de duração do experimento, a umidade do solo foi mantida próxima da capacidade de campo com aplicação diária de 10 mL de água por coluna, para que houvesse maior velocidade nas reações químicas ocorrentes no solo. No sétimo dia após a aplicação dos extratos, foi realizada a aplicação de 50 mL de água destilada, e a solução percolada pela coluna foi novamente coletada e analisada, sendo determinados os mesmos nutrientes da primeira coleta. O volume médio percolado pelas colunas nesta segunda coleta foi de aproximadamente 40 mL.

5.1.6 Amostragem do solo

Após o sétimo dia do experimento, as colunas foram desmontadas, coletando-se amostras de solo em profundidade, nas camadas de 0-5, 5-10, 10-15 e 15-30 cm. As amostras foram secas em estufa a 65 ºC por 48 horas, moídas e peneiradas em malha de 2 mm. Estas amostras foram analisadas sendo determinado P e K pelo extrator ácido Mehlich-1

(Tedesco et al., 1995), C orgânico pelo método Walkley-Black, Ca e Mg pelo extrator KCl (Raij et al., 2001).

5.1.7 Fracionamento do fósforo

Nas mesmas amostras foi realizado um fracionamento de fósforo. O método adotado foi o de Hedley et al. (1982) com algumas modificações (APÊNDICE A). O fósforo inorgânico (Pi) dos extratos do fracionamento e o P residual foram determinados segundo Murphy & Riley (1962). O fósforo total dos extratos alcalinos foi obtido através de digestão com persulfato de amônia e ácido sulfúrico em autoclave a 121ºC por duas horas, com posterior análise também segundo Murphy & Riley (1962).

Cross & Schlesinger (1995) agruparam as suposições de vários autores sobre quais formas de fósforo são extraídas na seqüência do fracionamento de Hedley. De uma 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 H_2SO_4 e outros ácidos, extrai o fósforo residual inorgânico + orgânico do solo, chamado também de fósforo recalcitrante (Gatiboni, 2003).

5.1.8 Análise dos dados

As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa SAS 8.2 (SAS Institute, 2001). Primeiramente foi realizada uma análise de variância e para os fatores significativos foi realizada uma comparação de médias dentro de cada fator pelo teste t (Student) a 5% de probabilidade de erro.

5.2 SEGUNDO ESTUDO

Este estudo, utilizando solos coletados na região do cerrado brasileiro, foi conduzido ao longo do ano de 2005, em casa de vegetação localizada no Departamento de Produção Vegetal da Faculdade de Ciências Agronômicas, UNESP – Botucatu, SP.

5.2.1 Montagem das parcelas

As unidades experimentais foram constituídas de tubos de PVC de 200 mm de diâmetro e 420 mm de comprimento, com capacidade de aproximadamente 10 kg de solo. Os solos que constituíram as parcelas foram coletados em dois locais da região do cerrado brasileiro, um no município de Costa Rica - Mato Grosso do Sul, e outro em Luziânia – Goiás, solos classificados como Latossolo Vermelho (LV) e Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA), respectivamente (EMBRAPA, 1999). Em cada local foram coletados solos de dois sistemas de manejo do solo, semeadura direta (SSD) e cultivo convencional (CV), ambos há pelo menos 10 anos neste sistema.

Os dois solos foram coletados em áreas experimentais da empresa SLC Agrícola, sendo que o de Luziânia – GO, foi na Fazenda Pamplona, cuja área de coleta estava sendo conduzida desde o ano agrícola 92/93 no sistema de semeadura direta e cultivo convencional, com cultivo de soja e milho como culturas principais de verão. A adubação na área da Fazenda Panplona foi de acordo com a recomendação de cada cultura e a última calagem foi realizada em 2000, com aplicação de 2,5 Mg ha^{-1}. Para a área de Costa Rica – MS, a coleta foi na Fazenda Planalto. Nesta fazenda a área de coleta estava sob cultivo rotativo de milho - nabo forrageiro - algodão – soja, e também nos sistemas direto e convencional, desde 1994. Nas áreas da Planalto, a adubação foi aplicada também conforme recomendações para cada cultura, e a última aplicação de calcário para elevação do pH e adição de Ca e Mg, foi realizada em 2001, com aplicação de 1,5 Mg ha^{-1}.

A retirada do solo para constituir as parcelas, foi realizada com uso de um batedor metálico com mais ou menos 13 kg, o qual era suspenso e solto sobre uma estrutura de madeira fixada em cima do tubo de PVC, fazendo com que o tubo penetrasse sem afetar muito a estrutura do solo, sendo retiradas assim, amostras relativamente indeformadas.

Após a remoção dos tubos com o solo do local amostrado, na parte inferior dos tubos foi realizada limpeza e nivelamento do solo, com posterior fixação de malha de retenção (tela antiofídica), para que não houvesse saída de solo. A coleta destes solos foi realizada em janeiro de 2005, durante o estágio vegetativo das culturas em cada local.

Foi realizada uma amostragem dos solos coletados para constituição das parcelas, a qual foi coletada nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-15, 15-25 e 25-40 cm. Na tabela 4 estão apresentados alguns dados de características químicas (Raij et al., 2001) e granulométricas (EMBRAPA, 1997) destes solos.

5.2.2 Tratamentos

Os tratamentos foram compostos de dois solos, com dois sistemas de manejo em cada solo, com e sem aplicação de 100 kg de P_2O_5 ha^{-1} (SFS), num total de oito tratamentos, com quatro repetições. Em todas as parcelas foi depositada palhada de soja picada manualmente, com tamanho em torno de 10 cm, incluindo folhas e talos. A soja foi escolhida por ser uma das culturas com maior influência na disponibilidade de P nas camadas superficiais do solo, de acordo com dados do estudo anterior, principalmente pela quantidade de P presente na matéria seca, resultado semelhante também observado com nabo forrageiro. A escolha da soja foi pela maior amplitude de uso por todo o Brasil, ao contrário do nabo, que é mais restrito a região sul, devido a su adaptação a climas mais frios. A quantidade de palha depositada na superfície dos vasos foi de 6,0 Mg ha^{-1}. Nos tratamentos com fosfato, o mesmo foi aplicado superficialmente antes da deposição da palha de soja, e a quantidade de superfosfato simples usada foi 1,85g por parcela, correspondente a dose descrita nos tratamentos. Os tratamentos ficaram assim distribuídos:

1 – LVA – convencional (LVA – CV)
2 – LVA – convencional (LVA – CV) + 100 kg de P_2O_5 ha^{-1}
3 – LVA – direto (LVA – SSD)
4 – LVA – direto (LVA – SSD) + 100 kg de P_2O_5 ha^{-1}
5 – LV – convencional (LV – CV)
6 – LV – convencional (LV – CV) + 100 kg de P_2O_5 ha^{-1}
7 – LV – direto (LV – SSD)
8 – LV – direto (LV – SSD) + 100 kg de P_2O_5 ha^{-1}

Tabela 4. Análises química e granulométrica dos solos no momento da coleta das parcelas.

Solo e sistema de manejo	Profundidade do solo (cm)				
	0 - 5	**5 - 10**	**10 - 15**	**15 - 25**	**25 - 40**
			pH $CaCl_2$ do solo		
LVA - CV	5,73	5,77	5,85	5,30	4,80
LVA - SSD	5,95	4,92	4,45	4,34	4,53
LV - CV	5,03	5,22	5,24	4,42	4,28
LV - SSD	5,60	4,37	3,97	4,07	4,16
			Matéria orgânica (g kg^{-1})		
LVA - CV	45,1	46,6	45,6	34,4	27,8
LVA - SSD	53,9	44,2	42,3	38,7	27,8
LV - CV	48,7	47,5	49,2	41,3	33,0
LV - SSD	55,4	50,6	46,1	35,2	26,6
			Fósforo (mg kg^{-1})		
LVA - CV	6,6	5,9	6,3	1,0	0,1
LVA - SSD	12,2	36,7	11,2	1,8	0,1
LV - CV	8,7	10,8	10,0	3,2	0,6
LV - SSD	10,8	20,0	13,6	5,3	0,3
			Potássio ($mmol_c$ kg^{-1})		
LVA - CV	5,1	6,9	5,7	3,5	1,0
LVA - SSD	4,2	2,2	1,4	1,0	0,6
LV - CV	4,7	6,1	5,8	2,8	1,9
LV - SSD	6,4	5,3	3,2	2,3	1,9
			Cálcio ($mmol_c$ kg^{-1})		
LVA - CV	41,7	40,0	43,0	20,6	9,9
LVA - SSD	59,3	28,3	13,9	8,2	7,7
LV - CV	46,2	49,4	50,7	17,1	8,4
LV - SSD	46,9	34,3	13,2	7,0	6,2
			Magnésio ($mmol_c$ kg^{-1})		
LVA - CV	22,1	21,7	23,6	9,9	2,9
LVA - SSD	32,0	7,0	3,6	1,9	1,9
LV - CV	20,7	22,9	21,4	4,8	1,4
LV - SSD	18,8	7,2	1,4	0,5	0,5
			Alumínio ($mmol_c$ kg^{-1})		
LVA - CV	0,1	0,4	0,1	0,6	1,0
LVA - SSD	0,3	1,5	5,1	5,9	1,4
LV - CV	0,4	0,4	0,4	7,4	13,8
LV - SSD	1,0	7,4	17,4	15,3	10,5
			Ferro extraído com Oxalato de Sódio (g kg^{-1})		
LVA - CV	1,9	1,8	1,8	1,9	1,3
LVA - SSD	2,0	2,1	2,1	1,9	1,2
LV - CV	2,7	2,6	2,9	3,1	2,3
LV - SSD	3,0	3,5	3,4	2,7	1,9
			Ferro extraído com Ditionito de Sódio (g kg^{-1})		
LVA - CV	31,7	34,6	35,4	34,6	30,9
LVA - SSD	33,3	34,0	36,1	35,1	31,3
LV - CV	87,6	89,9	94,6	97,8	100,9
LV - SSD	92,6	93,8	96,0	98,3	107,7
			Argila (g kg^{-1})		
LVA - CV	500	520	483	592	696
LVA - SSD	407	634	645	636	699
LV - CV	687	672	671	716	703
LV - SSD	703	752	766	710	711
			Silte (g kg^{-1})		
LVA - CV	493	472	509	403	290
LVA - SSD	582	363	350	358	297
LV - CV	238	248	256	208	217
LV - SSD	205	164	152	210	220
			Areia (g kg^{-1})		
LVA - CV	7	8	8	5	14
LVA - SSD	11	3	5	6	4
LV - CV	75	80	73	76	80
LV - SSD	92	84	82	80	69

5.2.3 Instalação do experimento

As colunas de solo foram mantidas com umidade durante todo o período de armazenamento, de janeiro a maio de 2005, mantendo a sombra e o topo do tubo foi fechado com saco plástico. A instalação das parcelas, com a deposição da palha de soja, aplicação do superfosfato simples e semeadura de sementes pré-germinadas de soja, ocorreu no dia 10 de maio de 2005. Após três dias as sementes emergiram, portanto o dia 13 de maio de 2005 foi considerado como data da emergência. Foram mantidas duas plantas de soja por parcela. No momento da instalação do experimento foram instaladas, em cada parcela, uma cápsula porosa na profundidade de 15-20 cm em relação a superfície, para a posterior sucção e extração de solução do solo.

Constantemente foram realizadas irrigações para a manutenção da umidade do solo e um bom desenvolvimento da cultura. No dia anterior a coleta de solução do solo em cada data pre-estabelecida, realizou-se uma irrigação mais expressiva, para facilitar a extração de solução no dia seguinte. A espera para coleta no dia seguinte foi para que ocorresse equilíbrio químico entre a fase sólida e a solução do solo.

5.2.4 Coleta de solução do solo

A coleta da solução do solo foi realizada com o auxílio de um bomba com pressão negativa (vácuo), cuja pressão aplicada foi em torno de 350 mmHg nas cápsulas de coleta. Esta pressão era mantida durante meia hora, neste tempo ocorria o preenchimento das cápsulas, então as mesmas eram esvaziadas com a mesma bomba, somente trocando a mangueira de sucção, sendo coletada a solução em tubos de vidro e, posteriormente, as amostras foram armazenadas em refrigerador (4 ºC). Esta operação de sucção era realizada duas vezes consecutivas por cápsula, para obtenção de aproximadamente 10 a 15 mL de solução por amostragem.

A coleta de solução do solo iniciou-se no dia da emergência e a próxima coleta foi no sexto dia após emergência, sendo posteriormente coletada a cada 10 dias, até a última coleta no dia 55 após a emergência. Esta solução do solo foi analisada

através de espectrômetro de emissão atômica (ICP-AES), onde foram determinados os nutrientes P, K, Ca e Mg disponíveis.

5.2.5 Amostragem do solo

Ao final do experimento, as parcelas foram desmontadas, coletando-se amostras de solo nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-15, 15-25 e 25-40 cm. As amostras foram secas em estufa a 65 ºC por 48 horas, moídas e peneiradas em malha de 2 mm. Nestas amostras foram determinados o P e K pelo extrator ácido Mehlich-1 (Tedesco et al., 1995), C orgânico pelo método Walkley-Black, e Ca, Mg e Al pelo extrator KCl (Raij et al., 2001).

5.2.6 Avaliações de plantas

A parte aérea das plantas de soja foi coletada aos 60 dias após a emergência, com posterior secagem em estufa de ar forçado a 65º C por 72 horas. Após isso, foi realizada a medida da matéria seca das plantas e as mesmas foram moídas até passagem em peneira com malha 1 mm. Os nutrientes presentes no tecido da parte aérea da soja foram determinados por digestão ácida (Tedesco et al., 1995), sendo o N medido por destilação em Micro Kjehldhal, o P por colorimetria e os outros nutrientes, K, Ca e Mg por espectrofotometria de absorção atômica.

Ao final do experimento foi coletado o material residual na superfície do solo, proveniente da matéria seca da soja incorporada no momento da instalação. Esse material foi peneirado e pesado, para estimativa da quantidade decomposta ao longo do período de cultivo da soja.

5.2.7 Fracionamento do fósforo

Nas amostras coletadas nas várias profundidades, foi realizado um fracionamento do fósforo para distinguir as diferentes formas que este nutriente se encontrava no solo ao final do experimento, como conseqüência dos anos anteriores de cultivo e da aplicação atual de fertilizante fosfatado. O método seguido é descrito por Hedley et al. (1982)

com algumas modificações, conforme descrito para o estudo anterior (APÊNDICE A). As alterações observadas neste fracionamento são conseqüência do sistema de cultivo adotado e do solo, pois normalmente ocorre acúmulo em diferentes frações em cada solo, de acordo com as características específicas do solo.

5.2.8 Atividade de fosfatases e P microbiano

No momento do encerramento do experimento, foram coletadas sub-amostras de aproximadamente 100 g de solo, nas mesmas profundidades de coleta citadas na amostragem de solo, acondicionadas em saco plástico, transportadas ao laboratório e mantidas sob baixa temperatura (0 ºC). Nestas sub-amostras foram determinados o P microbiano e a atividade de fosfatases ácidas. O fósforo microbiano foi quantificado pelo método de Hedley & Stewart (1982) adaptado por Rheinheimer (2000) e descrito sucintamente no APÊNDICE B. A atividade das fosfatases ácidas foi obtida pelo método de Eivazi & Tabatabai (1977), descrito sucintamente no APÊNDICE C.

5.2.9 Análise dos dados

As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa SAS 8.2 (SAS Institute, 2001). A interpretação foi realizada somente por análise de variância devido a serem somente dois fatores em cada nível, com apresentação das comparações entre fatores individualmente e com interações duplas. A interação tripla não foi realizada pelos autores não verem lógica no uso dessa interação com estes dados.

5.3 TERCEIRO ESTUDO

Os resultados das análises de solo que compõem esse capítulo foram obtidos no Environmental Management and Byproducts Utilization Laboratory (EMBUL), que faz parte do United States Department of Agriculture (USDA-ARS), localizado em Beltsville, Maryland, USA. O grupo de solos utilizados nestas análises foi composto dos dois solos do

experimento citado no estudo dois (solos LVA e LV), provenientes da região do cerrado brasileiro, e sob dois sistemas de manejo do solo (CV e SSD), e também um solo proveniente de área experimental do USDA localizado em Beltsville, MD, chamado de solo Christiana (CR), caracterizado como solo siltoso pelo Soil Taxonomy (1999) (fine, kaolinitic, mesic Typic Paleudult), sob manejo no sistema de semeadura direta, com e sem a aplicação de esterco bovino (2X e 0X).

5.3.1 P biodisponível e saturação de P no solo

As amostras de solo utilizadas foram coletadas nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-15, 15-25 e 25-40 cm. As mesmas foram secas em estufa a 65 ºC por 48 horas, moídas e peneiradas em malha de 2 mm. Nestas amostras foram determinados o P extraível em água e em EDTA 0,005 mol L^{-1}, através de agitação por uma hora na relação 1:100 (massa:volume), após isso foi centrifugado a 10.000 rpm por 10 min e extraído o sobrenadante para análise. Na fração EDTA foram adicionadas posteriormente enzimas fitase (EC 3.1.3.8 Sigma-Aldrich) e agitado por 18h em agitador horizontal, também com posterior centrifugação e coleta do sobrenadante. A fitase é usada para degradação da fração orgânica deste extrator, e então é determinado o P orgânico. Todas as frações foram determinadas pelo método Molibdato-ácido ascórbico (Murphy & Riley, 1962). A fração determinada após fitase é o chamado P bioativo do solo e é considerado disponível para as plantas, segundo Dao (2004).

Também foram determinados o Al, Fe e P extraíveis por Mehlich-3, para estimativa do índice de saturação de fósforo no solo (PSI). O PSI é definido como a quantidade de P adsorvido dividido pela capacidade de adsorção potencial do solo (Kleinman & Sharpley, 2002). O índice de saturação de fósforo (PSI) é uma boa forma de estimar as formas em que o P se encontra no solo e o potencial de dessorção com o tempo, e envolve somente dados obtidos com um extrator, com determinação de P, Al e Fe:

$$PSI_{M3} = \frac{P_{M3}}{Al_{M3} + Fe_{M3}}$$

PSI_{M3} = Índice de saturação de fósforo (Mehlich-3)

P_{M3} = Fósforo extraído por Mehlich-3

Al_{M3} = Alumínio estraído por Mehlich-3

Fe_{M3} = Ferro extraído por Mehlich-3

5.3.2 Capacidade de adsorção de P

A capacidade máxima de adsorção de fósforo pelos solos (CMAP) foi determinada através da agitação de solução contendo 10, 25, 50, 100, 150 e 200 ml L^{-1} de P juntamente com amostras de solo, na proporção de 1:10 (solo:solução) durante 48 horas, sob rotação de 150 rpm em agitador horizontal. Este tempo foi estipulado através de testes prévios, os quais mostraram que a agitação por somente 18 ou 24 horas, como citado por Zhang et al. (2005), não seria suficiente para atingir equilíbrio entre o solo e a solução para os solos brasileiros. Depois disso, as amostras foram centrifugadas a 10.000 rpm por 10 minutos e a quantidade de P remanescente em solução foi determinada pelo método Molibdato-ácido ascórbico (Murphy & Riley, 1962). A quantidade de P adsorvida foi estimada pela diferença entre a concentração inicial e a concentração remanescente em solução. Os solos utilizados para determinar a CMAP foram os mesmos citados anteriormente, mas somente usando a camada de 0-5 cm e sob sistema de semeadura direta, sem adição de esterco para o solo CR. Neste caso, também testes anteriores mostraram que o comportamento da adsorção era semelhante em diferentes profundidades e manejos do solo. O modelo de ajuste utilizado foi o linear de Langmuir, que mostrou representar praticamente 100% dos dados, portanto os parâmetros apresentados serão com relação a este modelo, cuja equação é descrita a seguir:

$$\frac{C}{S} = \frac{Ce}{b} + \frac{1}{Kb}$$

Onde C é a concentração de equilíbrio na solução, S é a adsorção máxima de P naquela concentração, Ce é a concentração inicial de P em solução, K é o índice de afinidade do solo por P, b é a sorção máxima da curva do modelo. Os parâmetros b e K são empíricos e estimados pelo ajuste do modelo no gráfico de C/S versus Ce.

5.3.3 Experimento com compostos orgânicos

Também foi realizado nestes três solos um experimento com incubação de compostos orgânicos, proveniente de esterco bovino, e também ácidos orgânicos sintéticos. O objetivo principal foi avaliar a disponibilização de P com a presença dos compostos orgânicos durante alguns dias no solo.

As unidades experimentais foram constituídas de tubos plásticos de 20 mL, nos quais foi adicionado 10 g de solo em cada um, somente pegando amostras do sistema de semeadura direta e na profundidade de 0-5 cm, mesmos solos usados para a estimativa da CMAP. Nestas amostras foi injetado um volume de 3 mL, tanto de extrato do esterco bovino como dos ácidos orgânicos sintéticos, e também água como testemunha. O volume de 3 mL foi estimado pela capacidade de retenção de água de cada solo, no entanto os valores não eram iguais para os três solos, então foi adotado uma média, para não ser um fator a mais de variação no experimento.

5.3.3.1 Tratamentos

O esterco bovino para composição dos tratamentos foi coletado como amostra fresca, na área de produção de leite com gado confinado do USDA, e após a coleta este esterco foi congelado para manutenção de suas características. Para preparar o esterco para incubação no solo, potes com mais ou menos 1 kg de esterco foram incubados durante uma, duas e três semanas em temperatura de 27 a 30 ºC. Após cada período, o esterco foi centrifugado a 10.000 rpm por 10 minutos para separação da fração sólida, sendo coletada somente a fração líquida para posterior incubação. Nesta fração líquida foi determinado o P total e disponível e feitos alguns testes com solo, os quais mostraram que o P presente no esterco não estava permitindo distinguir efeito dos compostos orgânicos na disponibilidade do P original do solo. Para se ter uma idéia, o esterco líquido incubado por uma semana apresentava, anteriormente à extração, em torno de 200 mg L^{-1} de P solúvel em água, e quando incubado por duas e três semanas o P solúvel era um pouco menor, mas ainda com valores bastante altos. Então foi realizada uma extração do P presente no esterco líquido, com uso de hidróxido de Fe, o qual foi sintetizado a partir da adição de $FeCl_3$ dissolvido em NaOH 0,025

mol L^{-1} e posterior lavagem com água destilada para retirada do excesso de Na e Cl. Após a adição de FeOH no esterco líquido e agitação por uma hora, foi centrifugado a 10.000 rpm por 10 minutos e coletado somente o sobrenadante. Neste sobrenadante, análises mostraram apresentar menos de 3 mg L^{-1} de P solúvel em água. Após a remoção do P solúvel com o FeOH, as amostras foram congeladas até o momento da incubação no solo.

Os tratamentos ficaram assim distribuídos:

1 – Extrato de esterco bovino incubado por 3 semanas
2 – Extrato de esterco bovino incubado por 2 semanas
3 – Extrato de esterco bovino incubado por 1 semana
4 – Extrato de esterco bovino fresco (não incubado)
5 – Solução de ácido cítrico 0,005 mol L^{-1}
6 – Solução de ácido málico 0,005 mol L^{-1}
7 – Testemunha (água destilada)

5.3.3.2 Avaliações no solo

Após três dias de incubação em temperatura ambiente (20 - 25 ºC), amostras foram tomadas e foram determinados o P extraível em água e em EDTA 0,005 mol L^{-1}. Posteriormente foi adicionado enzima fitase para degradação da fração orgânica extraída por EDTA, e então determinado o P bioativo (PHP) como citado anteriormente (Dao, 2004).

5.3.4 Análise dos dados

Todas as análises foram realizadas com o auxílio do programa SAS 8.2 (SAS Institute, 2001). Primeiramente foi realizada uma análise de variância e para os fatores significativos foi realizada uma comparação de médias dentro de cada fator pelo teste t (Student) a 5% de probabilidade de erro. As análises estatísticas para o experimento com uso de extratos da incubação de esterco bovino foram realizadas separadamente para cada solo, pois os solos apresentavam características bem distintas com relação a disponibilidade de P.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 PRIMEIRO ESTUDO

6.1.1 Ácidos orgânicos nas espécies

Alguns estudos têm sido desenvolvidos nos últimos anos para verificar o efeito isolado de AO de baixa massa molecular na disponibilidade de P no solo. No entanto, na maioria das vezes são utilizadas altas doses de AO e altas doses de fertilizante fosfatado, e isso não é o que ocorre na realidade em áreas cultivadas para produção de grãos. Desta forma, é necessário ser cuidadoso na interpretação destes dados, pois os mesmo podem não representar a realidade das condições das áreas produtivas.

Os resultados obtidos para os principais ácidos orgânicos presentes na matéria seca das espécies estão apresentados na figura 2. Cada espécie apresenta o predomínio de um determinado ácido. Isso pode explicar o fato de que os produtos da decomposição de cada espécie agem de maneira diferente quanto à disponibilização de nutrientes no solo. O nabo forrageiro foi a espécie que apresentou maior quantidade e variedade de ácidos orgânicos de baixa massa molecular. Franchini et al. (2003) citam que a quantidade de nutrientes e ácidos orgânicos varia de acordo com a idade da planta, e que as maiores concentrações foram observadas com 60 dias de cultivo. Os mesmos autores mostram que o ácido málico foi predominante no nabo forrageiro, o que está de acordo com os dados deste trabalho, enquanto

que o ácido t-aconítico foi predominante na aveia preta, que no caso dos dados apresentados aqui também está em quantidade considerável no tecido, mas não é o principal, sendo superado pelo ácido acético, assim como para o milheto. Amaral et al. (2004) também citam que no tecido da aveia preta há um predomínio de ácido t-aconítico e no nabo forrageiro predominam os ácidos cítrico e málico. Na cultura do milho foi observado quantidade mais expressiva de ácido cítrico e t-aconítico, e na soja o principal ácido presente foi o succínico. Cabe destacar que a quantidade total acumulada dos ácidos orgânicos, em $mmol_c\ kg^{-1}$ de matéria seca, foi menor na cultura da soja e maior no nabo forrageiro.

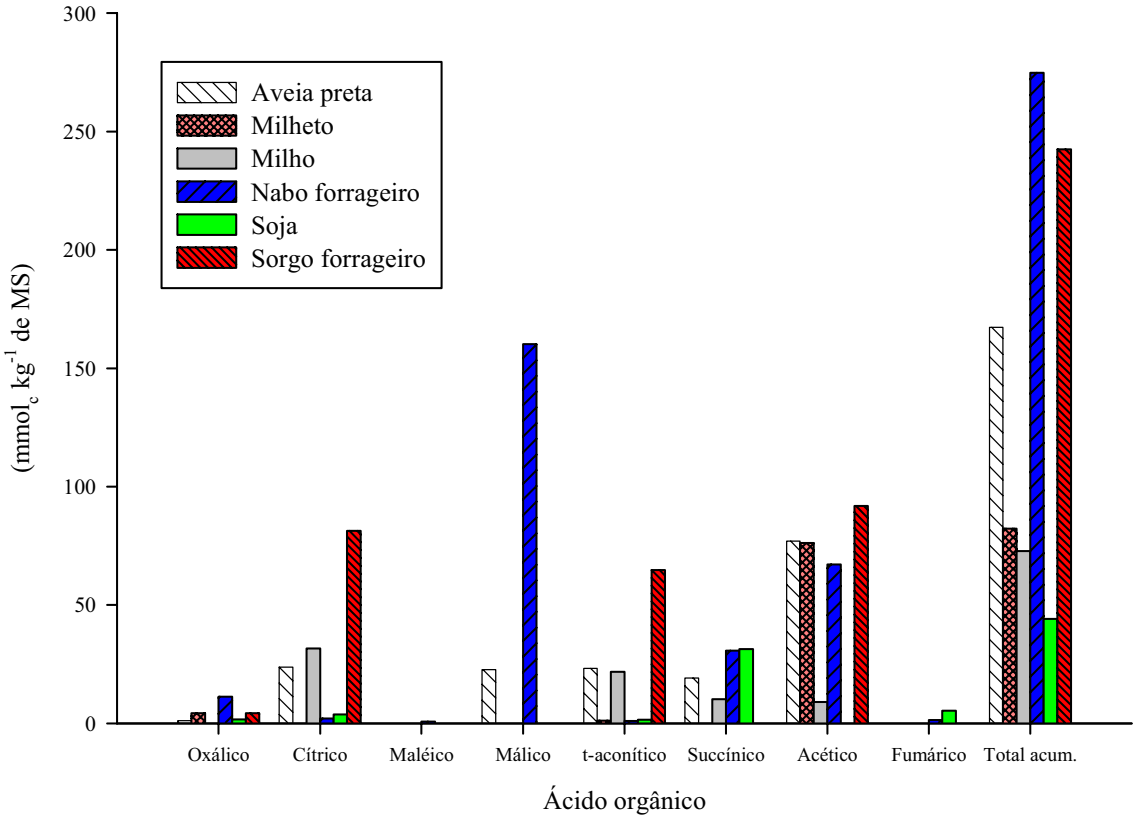

Figura 2. Principais ácidos orgânicos de baixa massa molecular presentes nas espécies, e total acumulado por espécie.

O sorgo forrageiro apresentou alta quantidade de ácido acético, assim como a aveia preta, o milheto e o nabo forrageiro, mas dados de literatura sugerem que este ácido não é efetivo na complexação nos sítios de troca por ânions do solo, portanto não é de se esperar que tenha efeito na disponibilidade de P, principal objetivo deste trabalho. A não

efetividade do ácido acético se deve ao fato de que a composição do mesmo apresenta somente um grupo carboxílico que poderá interagir no solo, não sendo tão efetivo quantos outros ácidos, como o málico ou cítrico, que apresentam dois e três grupos carboxílicos, respectivamente, além de apresentarem hidroxilas que também poderão agir do mesmo modo que os grupos carboxílicos (Fiorucci et al., 2002).

Assim, dos resultados apresentados aqui as espécies com maiores quantidades de ácidos orgânicos totais e com predomínio de AO di e tricarbixílicos, como o nabo forrageiro, com alta quantidade de ácido málico, e sorgo forrageiro, com alta quantidade de ácido cítrico, seriam consideradas como de alto potencial de disponibilização de fósforo, pela competição exercida nos sítios de adsorção de P do solo.

6.1.2 Água percolada nas colunas de solo

Apesar da alta quantidade de ácidos orgânicos aplicados via extratos de plantas, não foi possível detectar, através da cromatografia (HPLC), a presença destes ácidos na solução percolada, devido a degradação ou a retenção desses AO no solo. Mesmo resultado foi obtido por Amaral et al. (2004) quando adicionou resíduos de aveia preta, nabo forrageiro e ervilhaca no solo.

A quantidade de nutrientes que é percolada no perfil do solo juntamente com a água ou o extrato aplicado, é um sinal do potencial do solo em adsorver esses nutrientes e mantê-los na zona de exploração radicular. Neste trabalho, a quantidade de nutrientes presentes nos extratos de plantas não parece ter sido um fator de elevação da quantidade percolada, pois as maiores concentrações de nutrientes foram observadas na testemunha, com aplicação de água. Isso ocorreu para o P, K e Ca, já para o Mg não houve efeito (Tabela 5). Com isso, pode-se inferir que a aplicação de extrato de plantas inibiu a percolação de nutrientes na água que passou pelo perfil do solo, e isso pode ser considerado como resultado positivo, pois estes nutrientes estão ficando no solo e suas disponibilidades para as plantas podem aumentar. A aplicação de 100 kg ha^{-1} de P não parece ter afetado a solução percolada, pois os resultados foram muito semelhantes com e sem aplicação de fosfato.

Tabela 5. Nutrientes na solução percolada das colunas de solo logo após a aplicação dos extratos de plantas.

Tratamento	P	K	Ca	Mg
	μg L^{-1}	---------- mg L^{-1} ----------		
Sem aplicação de P				
1- Aveia	0,220	10,1	18,5	15,8
3- Milheto	0,120	9,9	19,3	15,9
5- Milho	0,178	9,5	18,0	14,5
7- Nabo	0,133	9,3	19,4	15,8
9- Soja	0,123	9,5	18,5	14,7
11- Sorgo	0,306	10,0	19,4	16,1
13- Testemunha	0,638	21,8	47,2	16,0
Média	0,246	11,4	22,9	15,6
DMS*	0,244	2,0	2,4	ns
Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	0,247	9,3	18,5	15,4
4- Milheto	0,139	9,6	19,7	16,5
6- Milho	0,097	9,4	19,6	16,4
8- Nabo	0,195	9,3	18,9	15,8
10- Soja	0,126	10,6	19,1	15,7
12- Sorgo	0,139	9,1	19,4	15,3
14- Testemunha	0,568	20,8	44,5	15,3
Média	0,216	11,1	22,8	15,8
DMS*	0,116	1,9	5,1	ns

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

Quando foi avaliada a quantidade de nutrientes percolada após sete dias de aplicação dos extratos, houve algumas mudanças, pois após este período estima-se que houve um equilíbrio entre o solo e solução. Embora a diferença não tenha sido significativa quando se comparou as duas épocas de coleta de solução, em valores absolutos o fósforo parece estar mais livre após sete dias com a aplicação dos extratos, pois todas as espécies incrementaram a concentração deste nutriente no lixiviado, já para a testemunha com água foi o contrário, diminuindo consideravelmente a concentração, o que contribuiu para a não alteração da média dos tratamentos (Tabela 6). Quando se considera a média dos tratamentos, todos os cátions avaliados foram significativamente superiores (estatística não apresentada aqui), dobrando ou até triplicando suas concentrações na água lixiviada após sete dias de aplicação dos extratos, o que pode ser um inconveniente por tornar o ambiente favorável à perda de nutrientes no sistema.

Tabela 6. Nutrientes na solução percolada nas colunas de solo sete dias após aplicação dos extratos de plantas.

Tratamento	P	K	Ca	Mg
	μg L^{-1}	---------- mg L^{-1} ----------		
Sem aplicação de P				
1- Aveia	0,245	24,0	56,8	52,0
3- Milheto	0,139	16,4	45,7	43,2
5- Milho	0,271	25,8	63,1	52,3
7- Nabo	0,154	20,9	47,1	42,3
9- Soja	0,301	16,6	43,8	44,1
11- Sorgo	0,162	17,8	39,6	36,2
13- Testemunha	0,257	26,8	41,9	15,7
Média	0,218	21,2	48,3	40,8
DMS*	ns	5,1	12,8	15,5
Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	0,221	22,0	52,6	48,3
4- Milheto	0,133	18,2	39,0	33,2
6- Milho	0,245	19,6	58,0	48,2
8- Nabo	0,158	26,6	61,8	57,9
10- Soja	0,393	20,8	50,5	47,6
12- Sorgo	0,252	25,0	54,7	51,2
14- Testemunha	0,164	23,2	37,9	14,5
Média	0,224	22,2	50,6	43,0
DMS*	ns	4,4	14,0	13,6

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

Não foi observada diferença na concentração de P entre tratamentos e testemunha na coleta após sete dias de aplicação dos extratos (Tabela 6). Os valores de K foram variáveis entre os extratos, e suas concentrações tenderam a reduzir no percolado com a aplicação dos extratos, quando comparado com a testemunha. Já para o Ca e Mg os teores na água lixiviada foram maiores com os extratos, mostrando provável efeito do ânion acompanhante sulfato, aplicado via superfosfato simples. Franchini et al. (1999) mostraram que os teores de K, Ca e Mg em solução foram incrementados quando com incubação de resíduos de nabo forrageiro e soja no solo, quando comparados com o controle. Mas, no presente trabalho, considerando as quantidades de K adicionadas com os extratos em relação às quantidades de Ca e Mg, esse efeito provavelmente foi uma consequência da quantidade de K presente no extrato aplicado. O fato de não de não ter sido observado efeito dos extratos na

relação entre K/Ca/Mg lixiviados, por ocasião da aplicação dos tratamentos, vem reforçar essa hipótese.

6.1.3 Nutrientes no solo

A matéria orgânica do solo não foi influenciada pela aplicação de extratos de plantas, isso pode ser devido a pequena quantidade de carbono adicionada via extrato, pois somente foi aplicado a parte líquida extraída após agitação e filtragem, e pela avaliação ter sido em um curto período após aplicação (7 dias). Como média geral dos tratamentos o teor de matéria orgânica no solo foi de 19,9, 19,3, 19,6 e 19,3 g kg^{-1} de solo para as camadas de 0-5; 5-10; 10-15 e 15-30 cm, respectivamente. O pH determinado em solução de $CaCl_2$ não foi alterado pela aplicação dos extratos, mantendo valor médio dos tratamentos de 5,80.

O fósforo no solo determinado pelo extrator Mehlich-1 mostrou que algumas espécies têm capacidade de reciclar mais nutrientes, quando comparadas com outras (Tabela 7). Para a camada de 0-5 cm, quando não houve aplicação de fertilizante o nabo forrageiro e a soja foram os grandes incrementadores do P disponível, com valores próximos a 14 mg kg^{-1} de solo, mas a aveia preta e o milheto também incrementaram a disponibilidade em níveis consideráveis quando comparados a testemunha. Mas em síntese, todas as espécies mostraram potencial de fornecimento de P, como uma resposta da quantidade presente no extrato. Nas camadas mais profundas, embora em algumas delas ocorram diferenças significativas, quando se considera os valores absolutos não houve efeito das espécies, pois os valores de P disponível são relativamente baixos.

Com a aplicação de fosfato a situação se inverteu, ou seja, os extratos mostraram ter potencial de imobilizar o P disponível, diminuindo sua disponibilidade no solo. Essa imobilização foi mais intensa na camada de 0-5 cm e com as gramíneas (aveia preta, milheto, milho e sorgo), mas também ocorreu nas camadas mais profundas (5-10 e 10-15 cm) e para todas as espécies utilizadas. Essa imobilização de P pode ter ocorrido pela formação de pontes catiônicas entre os compostos orgânicos e o fosfato, ou também pela inibição da dissolução dos fosfatos de cálcio presentes no fertilizante com a presença dos compostos orgânicos, e isso resultaria em incremento na fração extraída com HCl no fracionamento

apresentado a seguir. No entanto, cabe ressaltar que houve caminhamento de P no perfil do solo até a camada de 10-15 cm no período de 7 dias após a aplicação, mostrando que a solubilização deste nutriente pode ser relativamente rápida e sua movimentação no perfil do solo realmente ocorre. Mas existe a possibilidade do P haver descido no perfil por fluxo juntamente com a água ou com os extratos aplicados. A aplicação de 100 kg de P ha^{-1} resultou no incremento superficial médio de 9,1 para 43,1 mg kg^{-1} de solo no P disponível, isso expressa o baixo potencial de adsorção deste solo, devido aos baixos teores de argila e matéria orgânica, ficando quase todo o P adicionado via fertilizante, na forma disponível.

Tabela 7. Fósforo no solo (mg kg^{-1}) após aplicação dos extratos, extraído por Mehlich-1.

Extrato de planta	**Profundidade do solo (cm)**				**Média**
	0 - 5	**5 - 10**	**10 - 15**	**15 - 30**	
Sem aplicação de P					
1- Aveia	9,4	2,8	2,6	3,2	4,5
3- Milheto	10,3	3,0	3,4	3,1	4,9
5- Milho	5,6	2,8	2,9	3,9	3,8
7- Nabo forrageiro	14,7	4,0	3,2	3,4	6,3
9- Soja	13,4	4,3	3,6	3,4	6,2
11- Sorgo	6,6	3,3	2,9	3,4	4,1
13- Testemunha	3,5	3,8	3,9	4,3	3,8
Média	9,1	3,4	3,2	3,5	
DMS*	2,7	0,9	ns	ns	0,9
Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)					
2- Aveia	40,8	19,2	9,2	3,2	18,1
4- Milheto	43,7	14,7	6,6	3,4	17,1
6- Milho	32,0	11,2	4,4	3,3	12,7
8- Nabo forrageiro	49,1	21,9	5,4	3,5	20,0
10- Soja	43,0	19,7	5,7	4,1	18,1
12- Sorgo	37,6	14,8	4,9	3,5	15,2
14- Testemunha	55,3	23,2	7,8	4,4	22,7
Média	43,1	17,8	6,7	3,6	
DMS*	2,1	6,4	2,1	ns	2,1

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

Quanto ao efeito dos ácidos orgânicos, Andrade et al. (2003) observaram que a adição de ácidos orgânicos sintéticos aumentou em até 47% a quantidade de P disponível em um Latossolo Vermelho e um Latossolo Vermelho-Amarelo, sendo que o resultado foi mais expressivo no solo com menor teor de argila. A ordem de intensidade na redução da adsorção/precipitação de P foi: ácido cítrico > ácido oxálico > ácidos húmicos > ácido salicílico. No presente trabalho o ácido cítrico é encontrado em maior quantidade no sorgo, milho e aveia, e o ácido oxálico no nabo forrageiro. No entanto, não seria possível afirmar que o aumento do P disponível foi resultante direto do efeito competitivo dos ácidos orgânicos, mas citando como exemplo, o incremento observado na disponibilidade de P com aplicação de extrato de nabo forrageiro e sem a aplicação de fertilizante foi de 420%, claro que parte deste incremento é resultante do P presente no tecido da planta, mas parte poderia ter origem do P anteriormente presente no solo.

Para o potássio, pode-se destacar que todas as espécies aumentaram a disponibilidade no solo em quantidades expressivas, quando comparadas com a testemunha (Tabela 8). No entanto, maior destaque ocorreu para o nabo forrageiro, que apresentou maior disponibilidade de K em todas as profundidades, com e sem aplicação de fosfato. O milheto, a soja e a aveia preta mostraram também alto potencial de disponibilização, mas suas ações ficaram mais restritas às camadas superficiais. Franchini et al. (2001) mostraram que a aplicação de extratos de plantas incrementou o K disponível no solo até a camada de 15-20 cm, e que o efeito mais expressivo foi observado para a aveia preta, não diferindo do nabo forrageiro, resultados estes que estão de acordo com os dados apresentados aqui, embora todos os extratos tenham mostrado incremento expressivo no K disponível até a camada de 15-30 cm de profundidade. No entanto, é necessário considerar que o incremento no K disponível neste trabalho foi diretamente relacionado com a quantidade de K presente no extrato aplicado. Amaral et al. (2004) mostraram que houve acréscimo no K disponível no solo até a camada de 7,5-10 cm com a incubação de resíduos de plantas, não diferindo entre aveia preta, ervilhaca e nabo forrageiro, mas esse aumento também foi atribuído a quantidade de K presente no resíduo aplicado.

Tabela 8. Potássio no solo (mg kg^{-1}) após aplicação dos extratos, extraído com Mehlich-1.

Tratamento	Profundidade do solo (cm)				Média
	0 - 5	5 - 10	10 - 15	15 - 30	
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	8,2	5,7	2,6	1,5	4,5
3- Milheto	9,1	5,0	2,0	1,3	4,3
5- Milho	7,2	4,4	1,9	1,3	3,7
7- Nabo forrageiro	8,7	6,8	4,3	1,5	5,4
9- Soja	8,1	5,5	2,5	1,5	4,4
11- Sorgo	7,0	4,2	1,9	1,4	3,6
13- Testemunha	0,6	0,7	0,8	0,8	0,7
Média	7,0	4,6	2,3	1,3	
DMS*	0,9	0,8	0,7	0,3	0,4
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	7,1	6,4	3,8	1,5	4,7
4- Milheto	8,3	6,6	2,6	1,3	4,7
6- Milho	6,7	4,2	2,0	1,3	3,5
8- Nabo forrageiro	7,6	7,6	5,0	1,9	5,5
10- Soja	7,1	6,6	3,2	1,4	4,6
12- Sorgo	6,4	5,2	2,4	1,4	3,8
14- Testemunha	0,4	0,7	0,9	0,9	0,7
Média	6,2	5,3	2,8	1,4	
DMS*	0,8	1,0	0,9	0,3	0,3

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).

Quanto ao cálcio no solo, o comportamento foi contrário ao que ocorreu para o potássio, ou seja, a aplicação dos extratos das espécies diminuiu a disponibilidade deste nutriente na camada mais superficial (0-5 cm) quando não foi aplicado fosfato, e essa redução foi mais notável para as gramíneas (Tabela 9). Segundo Franchini et al. (1999), o que pode ocorrer com a presença de extratos de plantas é a lixiviação de Ca no perfil do solo. A lixiviação preferencial de Ca em relação a K no solo, com extratos de resíduos vegetais, seria um indicativo da formação de complexos orgânicos com Ca, uma vez que em sistemas inorgânicos a seletividade do complexo de troca é maior para o Ca (Loyola Junior & Pavan, 1989). Na forma complexada, o Ca teria sua carga líquida alterada pela formação de complexos orgânicos de carga nula ou até negativa. Diante da carga líquida negativa do solo, esses complexos seriam preferencialmente lixiviados em relação ao K. No entanto, os resultados do experimento não mostraram lixiviação de Ca para camadas mais profundas, mas sim uma possível complexação de Ca com os compostos orgânicos presentes nos extratos, na

camada mais superficial. Ressalta-se também que a quantidade de Ca presente no superfosfato simples é alta, por isso dos altos valores de Ca na camada mais superficial do solo com a aplicação deste fertilizante. Mas seu comportamento foi semelhante com e sem aplicação do superfosfato.

Resultados obtidos por Franchini et al. (2001), têm mostrado que o Ca disponível no solo, extraível por KCl, foi fortemente influenciado pela incubação com extratos de plantas e que o Ca foi complexado em maior quantidade no momento da aplicação do extrato em relação ao extrato com 15 dias de incubação, para os extratos de tremoço azul, nabo forrageiro e aveia preta. O que pode ter ocorrido no caso do experimento atual é que o Ca ainda estava complexado com compostos orgânicos na camada superficial, por isso da redução de disponibilidade quando comparado com a testemunha, embora essa diferença não seja significativa (Tabela 9).

Tabela 9. Cálcio no solo (mg kg^{-1}) após aplicação dos extratos, extraído com KCl.

Tratamento	**Profundidade do solo (cm)**				
	0 - 5	**5 - 10**	**10 – 15**	**15 - 30**	**Média**
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	21,0	23,0	26,3	25,9	24,0
3- Milheto	16,8	21,3	22,2	21,9	20,6
5- Milho	18,3	21,2	21,8	22,0	20,8
7- Nabo forrageiro	20,6	20,2	20,7	21,4	20,7
9- Soja	21,7	21,7	21,8	21,5	21,7
11- Sorgo	17,8	20,2	22,7	22,1	20,7
13- Testemunha	23,3	24,5	23,9	23,6	23,8
Média	19,9	21,7	22,8	22,6	
DMS*	ns	ns	ns	ns	3,4
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	31,0	23,0	23,6	23,8	25,4
4- Milheto	29,4	21,9	22,8	22,8	24,2
6- Milho	30,5	22,5	20,4	21,1	23,6
8- Nabo forrageiro	33,8	21,6	22,1	22,1	24,9
10- Soja	31,0	21,7	21,8	20,6	23,8
12- Sorgo	29,3	22,0	23,1	23,2	24,4
14- Testemunha	36,3	28,1	26,2	25,7	29,1
Média	31,6	23,0	22,9	22,7	
DMS*	ns	ns	ns	ns	2,9

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

O magnésio no solo não sofreu grande efeito dos tratamentos, embora possa ser destacado que a soja e o milheto apresentaram um leve incremento na disponibilidade deste nutriente nas camadas mais superficiais, tanto sem como com aplicação de fosfato solúvel (Tabela 10). Na testemunha com aplicação de fosfato parece ter ocorrido a descida de Mg no perfil do solo, sendo reduzida sua disponibilidade na camada superficial (0-5 cm) e aumentada nas camadas subseqüentes (5-10 e 10-15 cm), provável resultado do sulfato presente no superfosfato simples. Resultado este que não foi observado para os demais tratamentos, devido a presença de Mg no extrato aplicado e também devido aos ácidos orgânicos presentes que poderiam ter complexado o Mg no solo e retido nas camadas mais superficiais, não deixando o mesmo descer no perfil.

Tabela 10. Magnésio no solo (mg kg^{-1}) após aplicação dos extratos, extraído com KCl.

Tratamento	**Profundidade do solo (cm)**				
	0 - 5	**5 - 10**	**10 – 15**	**15 - 30**	**Média**
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	7,2	7,6	8,7	8,7	8,1
3- Milheto	9,7	7,8	8,2	8,1	8,4
5- Milho	8,7	7,9	8,1	7,9	8,1
7- Nabo forrageiro	7,2	7,6	8,4	8,6	7,9
9- Soja	9,1	8,9	8,5	7,9	8,6
11- Sorgo	8,2	7,9	8,7	8,3	8,3
13- Testemunha	7,2	7,8	7,9	7,7	7,7
Média	8,2	7,9	8,4	8,2	
DMS*	0,9	ns	ns	ns	0,5
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	6,4	8,1	9,5	9,3	8,3
4- Milheto	9,3	8,8	9,2	8,8	9,0
6- Milho	8,6	8,8	8,4	8,4	8,5
8- Nabo forrageiro	7,0	8,2	9,2	9,1	8,4
10- Soja	8,9	9,5	9,2	8,0	8,9
12- Sorgo	8,1	8,6	9,3	8,9	8,7
14- Testemunha	4,1	9,5	10,9	9,2	8,4
Média	7,5	8,8	9,4	8,8	
DMS*	1,0	1,0	1,0	ns	0,4

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

Ao contrário dos resultados apresentados neste trabalho, Amaral et al. (2004) e Franchini et al. (1999) mostraram que houve efeito dos resíduos orgânicos na

disponibilidade de Mg, principalmente na camada superficial (0-2,5 cm), mas esses efeitos foram observados em longo prazo (60 dias de incubação). Uma das hipóteses é que poderia estar ocorrendo, neste trabalho, a complexação dos cátions pelos compostos orgânicos presentes nos extratos, e que irão ser novamente disponibilizados assim que houver sua decomposição, o que poderia ocorrem em poucos dias.

6.1.4 Fracionamento do fósforo

Os resultados obtidos com o fracionamento de fósforo estão apresentados e discutidos sequencialmente no texto e tabelas que seguem (Tabelas 11 - 20). A primeira fração é a extraída por resina de troca aniônica (RTA), e é considerada lábil, prontamente disponível às plantas.

Algumas espécies mostraram alto potencial para disponibilizar a fração de fósforo do solo extraída por RTA (Tabela 11). Quando não houve aplicação de P via fertilizante, e na camada de 0-5 cm, o nabo forrageiro e a soja agiram como bons disponibilizadores de P no solo, não diferindo do milheto. No entanto, quando comparadas com a testemunha, todas as espécies aumentaram a disponibilização de P, podendo esse aumento ser derivado da quantidade de P presente no próprio extrato aplicado ou da disponibilização de fosfatos presentes originalmente no solo. Mas no geral, as gramíneas apresentaram menor potencial de disponibilização de P quando comparado com soja e nabo forrageiro, principaalmente pela menor concentração de P no extrato derivado das gramíneas. Nas camadas mais profundas praticamente não houve efeito das espécies.

Quando foi aplicado fertilizante fosfatado a situação se inverteu, ou seja, as espécies mostraram ter potencial de imobilizar o P disponível, diminuindo sua disponibilidade no solo, quando comparado com a testemunha (Tabela 11). Essa imobilização foi mais intensa nas camadas de 0-5 e 5-10 cm e especialmente nos extratos de gramíneas, mas também ocorreu nas camadas mais profundas do solo e nos extratos de soja e nabo forrageiro. Os resultados de P resina não parecem ter sido influenciados pelos ácidos orgânicos presentes nos extratos, mas sim pela quantidade de P presente no próprio extrato, pois a quantidade de P presente nos extratos era alta, principalmente no nabo forrageiro e soja. Embora tenha havido

aumento na disponibilidade de P com os extratos, resultados apresentados anteriormente não mostraram haver aumento na percolação de P em solução com a presença destes extratos.

Tabela 11. Fração de P inorgânico extraída com RTA (Resina de Troca Aniônica) (mg kg^{-1}).

Tratamento	Profundidade do solo (cm)				Média
	0 - 5	5 - 10	10 - 15	15 – 30	
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	7,7	1,9	1,5	1,4	3,1
3- Milheto	11,4	1,8	1,3	1,3	4,0
5- Milho	5,6	1,7	1,3	1,0	2,4
7- Nabo forrageiro	13,2	3,7	2,2	1,9	5,3
9- Soja	13,1	3,2	1,8	2,2	5,1
11- Sorgo	5,7	2,0	1,8	1,7	2,8
13- Testemunha	2,3	2,3	2,4	2,1	2,3
Média	8,4	2,4	1,8	1,7	
DMS*	2,8	1,5	ns	1,1	0,9
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	34,1	15,5	4,8	1,9	14,1
4- Milheto	32,3	13,1	3,1	1,8	12,6
6- Milho	23,4	9,4	2,1	1,4	9,1
8- Nabo forrageiro	37,2	17,0	4,0	2,0	15,1
10- Soja	36,8	14,0	3,9	1,8	14,1
12- Sorgo	30,3	10,9	4,0	1,6	11,7
14- Testemunha	42,1	20,6	6,7	2,9	18,1
Média	33,7	14,4	4,1	1,9	
DMS*	7,5	5,8	2,6	1,1	2,5

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

O fósforo extraído por $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1}, corresponde frações de P inorgânico e orgânico também disponíveis e sensíveis à mudanças na solução do solo pela absorção pelas plantas, que juntamente com a fração resina compõem a fração lábil de P no solo (Gatiboni, 2003). Vários autores, citados por Gatiboni (2003), mencionam que a fração resina não representa todo o P disponível no solo, e que a fração bicarbonato desta sequência de fracionamento seguida neste trabalho também deve ser considerada como na forma lábil.

Resultados do fracionamento indicam que quando não houve aplicação de fertilizante os valores de P inorgânico da fração bicarbonato foram incrementados com a aplicação de extratos de plantas, com maiores efeitos na camada de 0-5 cm, assim como os resultados observados para o P resina (Tabela 12). Quando houve aplicação de P via

fertilizante os valores aumentaram bastante em relação ao grupo sem aplicação, mas foram semelhantes entre si e com a testemunha. Somente o milho mostrou tendência de redução nesta fração do P no solo. Nesta fração também se pode inferir que o efeito no incremento de P disponível parece ter sido decorrente do P presente no extrato, e não da ação de ácidos orgânicos na disponibilização de P do solo. Dados apresentados por Gatiboni (2003) mostram que a fração P inorgânico bicarbonato aumenta concomitante a dose de fosfato aplicada e que, portanto, é diretamente relacionada com a adubação aplicada no solo.

Tabela 12. Fração de P inorgânico extraída com $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).

Tratamento	**Profundidade do solo (cm)**				**Média**
	0 - 5	**5 - 10**	**10 - 15**	**15 - 30**	
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	7,2	4,8	5,9	6,2	6,0
3- Milheto	10,1	7,9	6,9	6,4	7,8
5- Milho	8,7	5,7	6,1	4,8	6,3
7- Nabo forrageiro	10,4	6,2	5,2	5,9	6,9
9- Soja	10,8	5,8	6,6	6,4	7,4
11- Sorgo	8,7	5,8	6,8	6,6	7,0
13- Testemunha	4,5	4,2	4,9	4,8	4,6
Média	8,6	5,8	6,1	5,9	
DMS*	3,6	2,5	ns	ns	2,0
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	29,5	15,0	8,8	6,2	14,9
4- Milheto	31,8	14,3	7,6	6,2	15,0
6- Milho	25,7	11,8	6,0	5,3	12,2
8- Nabo forrageiro	34,4	11,6	6,4	4,9	14,3
10- Soja	34,9	14,3	7,2	5,5	15,5
12- Sorgo	32,3	12,6	9,1	5,3	14,9
14- Testemunha	31,1	13,0	7,3	5,5	14,5
Média	31,4	13,2	7,6	5,6	
DMS*	7,0	ns	ns	ns	3,1

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

O fósforo orgânico lábil, detectado pelo extrator $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1}, demonstrou ser superior na testemunha quando não houve aplicação de fertilizante, isso indica que as espécies vegetais agiram no sentido de reter o P para formas menos disponíveis através de complexação ou adsorção (Tabela 13). Quando houve aplicação de fosfato, os valores aumentaram em relação ao grupo sem aplicação, mas ainda assim a testemunha se manteve

com valores superiores, reforçando a idéia da retenção deste P para formas mais fortemente adsorvidas no solo, mas esse acréscimo foi somente na camada superficial (0-5 cm). Nas camadas mais profundas não houve efeito do fosfato nesta fração de P no solo. Também ressalta-se aqui que a aplicação de fertilizante não aumentou a concentração de P na solução percolada no perfil do solo. A não acumulação de P na fração orgânica reforça as afirmações de vários autores de que o fosfato aplicado via fertilizante tende a se acumular no solo em frações inorgânicas (Gatiboni, 2003; Friessen et al., 1997; Reinheimer & Anghinoni, 2001).

Tabela 13. Fração de P orgânico extraída com $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).

Tratamento	**Profundidade do solo (cm)**				**Média**
	0 - 5	**5 - 10**	**10 - 15**	**15 - 30**	
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	11,0	10,4	8,1	11,2	10,2
3- Milheto	4,9	8,7	8,9	9,2	7,9
5- Milho	10,0	6,7	7,1	7,4	7,8
7- Nabo forrageiro	13,2	7,8	10,9	6,8	9,7
9- Soja	8,6	6,8	6,4	6,4	7,1
11- Sorgo	8,5	7,8	5,8	7,3	7,3
13- Testemunha	13,5	19,9	19,9	21,8	18,8
Média	10,0	9,7	9,6	10,0	
DMS*	7,0	5,9	5,6	6,3	3,2
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	17,0	5,3	5,8	4,5	8,2
4- Milheto	25,2	16,7	9,0	6,7	14,4
6- Milho	10,9	10,6	9,2	7,2	9,5
8- Nabo forrageiro	20,1	8,5	6,0	7,0	10,4
10- Soja	11,3	7,2	4,9	6,1	7,4
12- Sorgo	21,5	7,2	4,5	5,5	9,7
14- Testemunha	27,7	17,9	9,9	15,4	17,7
Média	19,1	10,5	7,0	7,5	
DMS*	13,2	8,4	4,6	4,1	5,6

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).

A fração extraída com NaOH 0,1 mol L^{-1} é considerada de moderadamente lábil, e inclui frações orgânicas e inorgânicas que não foram liberadas pelos extratores anteriores. Esta fração é composta de fosfatos ligados aos oxi-hidróxidos de Fe e Al do solo, provavelmente formando ligações mono e bidentadas com a fração coloidal (Hedley et al, 1982; Cross & Schlessinger, 1995), e também da hidrólise parcial de compostos

orgânicos do solo, liberando a fração orgânica (Dalal, 1977). 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 (Reinheimer et al. 2002; Gatiboni, 2003).

Nos dados deste estudo, a partir da fração de P extraída com NaOH 0,1 mol L^{-1} a testemunha começa a apresentar valores menores, pois os extratos das espécies parecem ter ocasionado uma redução de P nas frações mais lábeis, para deixá-lo nas frações menos lábeis, como nesta fração. Mas isso não quer dizer que não possa ser aproveitado pelas plantas em um espaço de tempo um pouco mais longo, pois poderá estar ocorrendo uma tamponização do P nas frações menos disponíveis para futura liberação quando houver depleção de P nas frações disponíveis. O P inorgânico extraído com NaOH 0,1 mol L^{-1} foi bem superior com todos os extratos de plantas, em relação à testemunha, tanto sem como com aplicação de fosfato via fertilizante (Tabela 14).

Tabela 14. Fração de P inorgânico extraída com NaOH 0,1 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).

Tratamento	**Profundidade do solo (cm)**				
	0 - 5	**5 - 10**	**10 – 15**	**15 - 30**	**Média**
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	42,7	30,7	32,9	33,1	34,9
3- Milheto	47,7	33,7	33,9	33,6	37,2
5- Milho	38,8	32,8	32,7	33,3	34,4
7- Nabo forrageiro	49,4	34,5	33,8	32,5	37,6
9- Soja	49,5	34,2	33,5	34,7	38,0
11- Sorgo	39,7	31,4	31,8	33,1	34,0
13- Testemunha	21,9	21,3	21,9	21,6	21,7
Média	41,4	31,2	31,5	31,7	
DMS*	11,9	11,5	ns	12,4	6,1
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	82,4	48,1	42,7	36,5	52,5
4- Milheto	85,1	54,2	35,4	37,8	53,1
6- Milho	70,4	48,0	37,3	40,3	49,0
8- Nabo forrageiro	79,6	51,5	37,9	36,7	51,4
10- Soja	82,4	51,3	35,6	32,5	50,5
12- Sorgo	82,3	48,5	40,0	34,9	51,4
14- Testemunha	57,1	38,6	25,5	19,7	35,7
Média	77,0	48,6	36,6	34,1	
DMS*	18,1	ns	13,6	15,2	8,4

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

O milho mostrou ser uma das espécies de pior disponibilidade de P na fração NaOH 0,1 mol L^{-1}, quando comparado com as outras espécies utilizadas. Novamente destacam-se a soja e o nabo forrageiro como maiores disponibilizadores de P neste fração, com efeito mais significativo na camada 0-5 cm (Tabela 14). Quanto ao P orgânico extraído por NaOH 0,1 mol L^{-1}, parece não ter havido efeito das espécies nesta fração (Tabela 15), embora a aplicação de P via fertilizante tenha aumentado os valores deste nutriente na camada mais superficial do solo (0-5 cm), mesmo comportamento observado para o extrator bicarbonato. Resultados similares também foram observados por Gatiboni (2003).

Tabela 15. Fração de P orgânico extraída com NaOH 0,1 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).

Tratamento	**Profundidade do solo (cm)**				**Média**
	0 - 5	**5 - 10**	**10 – 15**	**15 - 30**	
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	47,6	34,1	36,5	35,0	38,5
3- Milheto	48,5	51,7	35,3	32,7	42,1
5- Milho	43,0	34,4	43,2	37,4	39,5
7- Nabo forrageiro	40,4	30,7	34,5	33,6	34,8
9- Soja	44,3	43,3	39,2	37,6	41,1
11- Sorgo	44,3	43,6	37,0	33,2	39,5
13- Testemunha	34,7	34,9	34,3	33,3	34,3
Média	43,3	39,1	37,2	34,7	
DMS*	18,9	20,4	ns	ns	ns
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	49,1	48,3	36,0	34,8	42,1
4- Milheto	44,7	46,2	38,0	33,5	40,6
6- Milho	52,2	44,6	40,4	31,1	42,1
8- Nabo forrageiro	46,2	41,3	35,0	38,6	40,3
10- Soja	60,4	40,9	38,2	40,4	45,0
12- Sorgo	46,4	35,7	36,2	29,0	36,8
14- Testemunha	47,3	50,6	38,9	41,3	42,1
Média	49,5	42,6	37,5	35,5	
DMS*	ns	ns	ns	ns	11,7

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

É difícil definir se houve ou não efeito direto dos ácidos orgânicos na acumulação de P extraído por NaOH 0,1 mol L^{-1}, pois todos os extratos mostraram incremento e os valores superiores foram obtidos com as espécies que apresentavam maiores concentrações de P no extrato. Além disso, o nabo forrageiro apresentou os valores de P superiores que os demais extratos e também a maior concentração de ácidos orgânicos, mas a soja apresentou valores de P semelhantes ao nabo nesta fração e foi a espécie com menor concentração de ácidos orgânicos nos extratos, então fica bastante contraditório afirmar a ação de um determinado ácido de uma espécie sendo que os resultados foram semelhantes aos demais.

A fração de P extraída com HCl 1,0 mol L^{-1} é considerada a parte do P ligado ao Ca no solo, formando fosfatos de Ca (Cross & Schlesinger, 1995), a qual pode ser proveniente dos minerais primários do solo, de fosfatos de cálcio formados "in situ", e também da adição de fertilizantes fosfatados sem solubilização prévia. Ela é considerada uma fração praticamente indisponível no solo. Nos dados do presente trabalho esta fração foi influenciada pela aplicação dos extratos quando sem aplicação de fosfato (Tabela 16), com valores superiores com aplicação dos extratos em relação à testemunha, em todas as profundidades. No entanto, não houve diferenciação entre os extratos de plantas. Quando foi aplicado fertilizante fosfatado, houve aumento dos valores de P nesta fração até a camada de 5-10 cm, mantendo os tratamentos superiores à testemunha (Tabela 16). Pode-se mencionar aqui que os extratos das plantas ocasionaram imobilização de P no solo, deixando-o em frações menos disponíveis, fato este já citado por alguns autores.

Tabela 16. Fração de P inorgânico extraída com HCl 1,0 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).

Tratamento	Profundidade do solo (cm)				Média
	0 - 5	5 - 10	10 – 15	15 - 30	
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	9,0	7,9	8,6	9,8	8,8
3- Milheto	11,5	9,0	9,0	9,1	9,6
5- Milho	11,4	8,9	10,1	9,9	10,1
7- Nabo forrageiro	10,5	8,1	8,6	8,6	9,0
9- Soja	11,2	9,0	9,6	9,5	9,8
11- Sorgo	10,3	8,7	9,1	10,1	9,5
13- Testemunha	7,8	7,1	8,2	8,3	7,9
Média	10,2	8,4	9,0	9,3	
DMS*	2,2	1,4	1,5	1,3	1,0
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	14,3	11,4	10,5	9,0	11,3
4- Milheto	17,0	12,9	8,8	9,9	12,1
6- Milho	14,2	10,6	10,3	10,3	11,4
8- Nabo forrageiro	16,1	10,9	10,1	9,7	11,7
10- Soja	19,0	11,3	9,6	9,8	12,4
12- Sorgo	14,0	10,1	9,5	9,6	10,8
14- Testemunha	12,0	8,6	8,2	8,1	9,2
Média	15,2	10,8	9,6	9,5	
DMS*	4,3	1,7	2,1	ns	1,7

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

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). Os resultados mostram que nesta fração o P inorgânico se comportou de maneira semelhante a fração extraída com NaOH 0,1 mol L^{-1}, ou seja, foi maior com a aplicação de extratos de plantas em relação à testemunha (Tabela 17), mostrando uma possível imobilização de P das frações mais disponíveis, devido a presença dos extratos. Os extratos de nabo forrageiro, soja e sorgo foram mais efetivos no incremento de P nesta fração, em todas as profundidades, embora em algumas camadas não tenha sido significativo. A aplicação de fosfato não teve efeito significativo na fração inorgânica, com leve acréscimo na camada superficial, quando comparado com o não fertilizado.

Tabela 17. Fração de P inorgânico extraída com NaOH 0,5 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).

Tratamento	Profundidade do solo (cm)				Média
	0 - 5	5 - 10	10 – 15	15 - 30	
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	42,7	41,4	41,5	40,4	41,5
3- Milheto	43,4	39,0	41,3	39,6	40,8
5- Milho	43,2	42,6	46,1	43,7	43,9
7- Nabo forrageiro	47,0	46,2	47,8	45,0	46,5
9- Soja	47,1	48,4	45,7	56,0	49,3
11- Sorgo	48,1	48,0	47,9	44,0	47,0
13- Testemunha	34,6	33,2	40,4	36,7	36,2
Média	43,7	42,7	44,4	43,6	
DMS*	ns	12,4	ns	16,7	8,7
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	45,0	43,3	40,4	41,8	42,6
4- Milheto	50,3	41,5	54,3	44,0	47,6
6- Milho	46,6	41,1	43,8	46,7	44,5
8- Nabo forrageiro	47,6	39,8	44,5	47,5	44,9
10- Soja	64,0	49,5	44,7	44,1	50,6
12- Sorgo	49,4	44,0	44,2	36,9	43,6
14- Testemunha	43,2	35,4	35,1	36,7	38,0
Média	49,4	42,1	44,1	42,5	
DMS*	16,5	ns	ns	ns	11,2

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

Já para a fração P orgânico extraído com NaOH 0,5 mol L^{-1}, houve uma grande variação entre os tratamentos, sendo difícil distinguir uma tendência clara em relação às espécies (Tabela 18). 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. Ao contrário da fração P inorgânico, na fração P orgânico os valores foram menores para os extratos de nabo forrageiro, soja e sorgo, justificando o incremento na fração inorgânica.

Tabela 18. Fração de P orgânico extraída com NaOH 0,5 mol L^{-1} (mg kg^{-1}).

Tratamento	Profundidade do solo (cm)				Média
	0 - 5	5 - 10	10 - 15	15 - 30	
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	24,0	9,3	9,6	11,1	13,5
3- Milheto	5,9	8,7	15,0	10,0	9,9
5- Milho	15,0	5,5	7,4	12,0	10,0
7- Nabo forrageiro	5,9	1,8	2,9	2,4	3,3
9- Soja	5,3	7,9	8,4	2,0	5,9
11- Sorgo	5,1	3,9	1,0	6,7	4,2
13- Testemunha	10,1	10,4	6,5	9,9	9,2
Média	10,2	6,8	7,3	7,7	
DMS*	9,5	6,7	9,5	ns	5,0
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	21,3	8,3	12,3	9,9	12,9
4- Milheto	9,7	13,9	9,4	16,3	12,3
6- Milho	8,6	15,3	10,3	11,8	11,5
8- Nabo forrageiro	11,6	8,6	9,1	4,4	8,5
10- Soja	6,2	1,8	7,9	12,9	7,2
12- Sorgo	17,1	3,2	10,6	13,6	11,1
14- Testemunha	17,7	17,7	13,2	11,7	15,1
Média	13,2	9,8	10,4	11,5	
DMS*	ns	12,0	ns	ns	7,8

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

O fósforo residual é composto de frações orgânicas e inorgânicas consideradas altamente recalcitrantes, e que não participam ativamente da disponibilidade de P para as plantas (Stewart & Sharpley, 1987). Esta fração é obtida através de digestão ácida sob alta temperatura.

Embora os tratamentos tenham mostrado tendência de aumento ou diminuição do P nas diferentes frações extraídas anteriormente, em relação à testemunha, a fração residual se manteve mais ou menos estável, não mostrando ter as espécies, interferido muito nesta fração (Tabela 19). Cabe salientar aqui que a fração residual, neste caso, é responsável por mais de 60% do P total no solo (Tabela 20), e isso pode ser considerado um fator positivo quando se leva em conta que a disponibilidade de qualquer nutriente no solo está em equilíbrio com suas frações não disponíveis. Resultados apresentados por Gatiboni (2003) mostram que a fração residual de P somente sofre alteração após 12 a 15 cultivos sucessivos sem adição de fertilizante, ressaltando que as frações mais disponíveis atuaram na liberação de

P nos primeiros cultivos, e que as frações mais recalcitrantes só tem participação no momento em que a depleção das frações mais disponíveis for severa. O mesmo autor observou depleção de 20 a 32% dos teores originais de P residual do solo após o décimo quinto cultivo.

Tabela 19. Fração de P residual extraída com HCl + HNO_3 + H_2SO_4 (mg kg^{-1}).

Tratamento	Profundidade do solo (cm)				Média
	0 - 5	5 - 10	10 - 15	15 - 30	
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	350	363	369	364	362
3- Milheto	400	366	389	357	378
5- Milho	396	366	383	395	385
7- Nabo forrageiro	395	400	388	334	379
9- Soja	384	360	377	391	378
11- Sorgo	430	373	364	371	385
13- Testemunha	329	360	335	354	345
Média	383	370	372	366	
DMS*	ns	ns	ns	ns	ns
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	352	376	387	347	365
4- Milheto	403	372	388	398	390
6- Milho	378	314	396	387	369
8- Nabo forrageiro	352	358	390	360	365
10- Soja	376	360	353	326	354
12- Sorgo	365	342	391	359	364
14- Testemunha	354	324	255	378	357
Média	368	349	383	365	
DMS*	ns	ns	ns	ns	ns

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
ns Não significativo pelo teste F.

O somatório das frações de P extraídas na seqüência proposta por Hedley não mostrou ser influenciado pela adição de extratos de plantas (Tabela 20), mas a aplicação de fertilizante incrementou, em valores médios, de 559 para 657 mg kg^{-1} o P total do solo na camada 0-5 cm, representando um acréscimo de 17,5%. No entanto, quando considera-se os valores absolutos, deve-se tomar cuidado com os erros metodológicos, pois neste caso do método proposto por Hedley, o P residual esta superestimado por ser a amostra de solo digerida, tomada de uma amostra seca após os passos anteriores do fracionamento, o que não representa exatamente a quantidade de solo da amostra original da seqüência do fracionamento (mais detalhes, APÊNDICE A).

Tabela 20. Somatório total de P no solo, obtido no fracionamento (mg kg^{-1}).

Tratamento	Profundidade do solo (cm)				Média
	0 - 5	5 - 10	10 - 15	15 - 30	
	Sem aplicação de P				
1- Aveia	542	504	512	510	518
3- Milheto	584	527	541	499	538
5- Milho	572	505	538	544	540
7- Nabo forrageiro	585	539	536	470	532
9- Soja	574	519	528	546	542
11- Sorgo	601	525	505	514	536
13- Testemunha	458	494	474	492	479
Média	559	516	519	511	
DMS*	71	ns	ns	49	45
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P (SFS)				
2- Aveia	645	571	544	534	575
4- Milheto	699	585	553	554	598
6- Milho	630	505	555	541	558
8- Nabo forrageiro	645	547	543	511	561
10- Soja	691	551	505	479	556
12- Sorgo	658	514	550	495	554
14- Testemunha	632	526	521	519	548
Média	657	541	540	519	
DMS*	ns	68	ns	63	36

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

6.2 SEGUNDO ESTUDO

6.2.1 Nutrientes em solução

A disponibilidade de nutrientes no solo sofre grande influência da disponibilidade de água, da taxa de decomposição da matéria orgânica e da absorção pelas plantas, e estes fatores são os principais reguladores da concentração de nutrientes em solução. Resultados observados neste estudo mostram que durante o ciclo de crescimento da soja, a concentração de P na solução aumentou progressivamente até 25 dias, na maioria dos tratamentos. Após esse período houve tendência de estabilização ou até redução da concentração (Tabela 21). Esta estabilização ou diminuição da concentração coincide com o período de maior exigência em nutrientes pela soja, por estar com o sistema radicular já

desenvolvido para exploração do solo. O sistema de cultivo convencional favoreceu a manutenção de níveis mais altos de P na solução do solo, resultado que foi observado nos dois solos e tanto com como sem aplicação de fertilizante fosfatado. A aplicação de fertilizante fosfatado não mostrou interferir na concentração deste nutriente em solução, isso mostra que em solos argilosos como estes, o fator quantidade, no caso a quantidade de P na forma lábil, é mais importante que o fator intensidade, no caso a concentração em solução (Novais & Smyth, 1999).

Tabela 21. Fósforo na solução do solo (mg L^{-1}) durante o ciclo de crescimento da soja.

Solo e manejo	Período após a emergência							
	Emerg.	**6 dias**	**15 dias**	**25 dias**	**35 dias**	**45 dias**	**55 dias**	**Média**
	Sem aplicação de P							
LVA - CV	0,030	0,051	0,087	0,145	0,111	0,054	0,059	0,077
LVA - SSD	0,031	0,038	0,056	0,059	0,064	0,038	0,057	0,049
LV - CV	0,028	0,043	0,070	0,076	0,069	0,077	0,101	0,066
LV - SSD	0,022	0,051	0,044	0,056	0,040	0,068	0,049	0,047
Média	0,027 B	0,046**	0,064	0,084	0,071	0,059	0,067	
DMS*	ns	ns	0,021	0,048	0,056	0,038	ns	0,018
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P_2O_5 (SFS)							
LVA - CV	0,058	0,079	0,066	0,039	0,097	0,069	0,093	0,072
LVA - SSD	0,023	0,048	0,055	0,084	0,047	0,074	0,076	0,058
LV - CV	0,054	0,052	0,086	0,097	0,092	0,096	0,076	0,079
LV - SSD	0,030	0,047	0,049	0,054	0,083	0,056	0,056	0,054
Média	0,041 A	0,056	0,064	0,069	0,079	0,074	0,075	
DMS*	ns	ns	ns	0,025	0,026	ns	0,026	0,014

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
ns Não significativo pelo teste F.
** Médias não seguidas de letra na coluna não diferem entre si pelo teste t (LSD).

As concentrações dos cátions K e Ca na solução do solo foram maiores nos primeiros dias de cultivo da soja, mantendo-se relativamente altas até 25 dias após a emergência, isso para ambos os solos e também com e sem fertilização (Tabelas 22 e 23). Após esse período, houve uma drástica redução na concentração destes nutrientes em solução, o que pode ser explicado pelo aumento na demanda de absorção pela soja, devido a cultura já estar com maior parte aérea e principalmente maior área de exploração e absorção radicular. Somente foi observada uma maior concentração de K e Ca com a aplicação de superfosfato simples nas coletas realizadas 15 e 25 dias após a emergência, nas demais coletas o fertilizante

não influenciou significativamente a concentração destes nutrientes em solução. Isso pode ser explicado pelo tempo de dissolução do superfosfato, que não é instantâneo, o que resultou em maior liberação de Ca em solução após alguns dias da aplicação, pois o Ca faz parte da composição do superfosfato, o que indiretamente também afetou a concentração de K pela competição nos sítios de troca catiônica do solo.

Tabela 22. Potássio na solução do solo (mg L^{-1}) durante o ciclo de crescimento da soja.

Solo e manejo	Período após a emergência							
	Emerg.	**6 dias**	**15 dias**	**25 dias**	**35 dias**	**45 dias**	**55 dias**	**Média**
	Sem aplicação de P							
LVA - CV	61,5	53,7	57,1	41,5	31,3	21,3	16,2	40,4
LVA - SSD	29,5	29,1	32,2	36,3	29,4	11,4	5,9	24,8
LV - CV	73,0	56,8	41,2	43,0	25,5	21,0	17,7	39,7
LV - SSD	56,5	56,4	51,0	50,2	30,6	19,8	13,8	39,8
Média	55,1**	49,0	45,4 B	42,8 B	29,2	18,4	13,4	
DMS*	16,1	14,4	14,0	13,4	ns	ns	9,9	9,5
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P_2O_5 (SFS)							
LVA - CV	71,8	65,2	60,5	69,6	44,3	14,5	12,1	48,3
LVA - SSD	41,6	45,0	48,1	49,0	20,1	7,6	6,1	31,1
LV - CV	71,9	58,3	62,6	70,9	24,7	17,6	9,5	45,1
LV - SSD	60,8	58,1	71,9	67,5	45,8	11,9	9,8	46,5
Média	61,5	56,7	60,8 A	64,3 A	33,7	12,9	9,4	
DMS*	20,4	17,7	23,8	26,8	24,5	8,6	ns	13,7

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
ns Não significativo pelo teste F.
** Médias não seguidas de letra na coluna não diferem entre si pelo teste t (LSD).

Quanto ao sistema de cultivo, na coleta realizada no momento da emergência a semeadura direta mostrou menor concentração de K em solução, mas já na segunda coleta, 6 dias após, a concentração de K em solução era semelhante para o solo LV nos dois sistemas de cultivo (Tabela 22). Para o solo LVA essa diferença se manteve expressiva até o final do experimento, mostrando que o K pode reduzir sua disponibilidade na semeadura direta. Para o Ca não foi observado grande efeito do sistema de cultivo na sua concentração em solução. Pode-se destacar que entre 6 e 35 dias após a emergência a concentração de Ca foi um pouco superior no SSD comparado com o convencional no solo LV, não diferindo muito entre sistemas no solo LVA (Tabela 23).

Tabela 23. Cálcio na solução do solo (mg L^{-1}) durante o ciclo de crescimento da soja.

Solo e manejo	Período após a emergência							
	Emerg.	**6 dias**	**15 dias**	**25 dias**	**35 dias**	**45 dias**	**55 dias**	**Média**
	Sem aplicação de P							
LVA - CV	39,0	38,8	24,1	49,0	11,3	4,9	4,2	24,5
LVA - SSD	33,5	40,5	28,1	35,4	16,3	4,3	2,6	23,0
LV - CV	46,1	34,9	18,7	20,1	7,6	6,4	2,0	19,4
LV - SSD	46,1	49,8	33,7	31,5	17,5	6,4	2,7	26,8
Média	41,2**	41,0	26,2 B	34,0 B	13,2 B	5,5	2,9	
DMS*	7,8	6,2	5,5	20,8	8,5	ns	1,8	ns
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P_2O_5 (SFS)							
LVA - CV	37,6	43,9	28,0	68,3	26,6	4,0	2,8	29,7
LVA - SSD	42,0	48,9	36,8	44,7	18,2	4,9	3,6	28,4
LV - CV	47,3	41,6	31,5	42,6	7,9	6,8	1,9	25,7
LV - SSD	43,7	52,6	48,6	49,5	24,8	5,2	4,0	32,6
Média	42,6	46,7	36,2 A	51,3 A	18,6 A	5,2	3,1	
DMS*	ns	ns	9,8	22,4	8,8	2,2	1,2	ns

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
ns Não significativo pelo teste F.
** Médias não seguidas de letra na coluna não diferem entre si pelo teste t (LSD).

A concentração de Mg na solução do solo aumentou desde a emergência até o 25° dia após a emergência para os dois solos e dois manejos avaliados, com efeito expressivo da aplicação de fertilizante fosfatado (Tabela 24). No entanto, não foi observada uma tendência clara em relação a superioridade de um sistema de manejo em relação ao outro. A aplicação de fertilizante fosfatado resultou em incremento na concentração de Mg em solução nas coletas realizadas desde 6 até 35 dias após a emergência, isso é um provável resultado da dissolução do fosfato, com o Ca agindo nos sítios de troca, como comentado anteriormente para o K.

Tabela 24. Magnésio na solução do solo (mg L^{-1}) durante o ciclo de crescimento da soja.

Solo e manejo	Período após a emergência							
	Emerg.	**6 dias**	**15 dias**	**25 dias**	**35 dias**	**45 dias**	**55 dias**	**Média**
	Sem aplicação de P							
LVA - CV	16,7	16,9	30,9	37,6	10,6	5,4	5,0	17,6
LVA - SSD	12,7	13,6	26,8	25,6	11,6	3,4	2,2	13,7
LV - CV	13,8	11,5	15,1	14,5	5,7	1,9	1,5	9,1
LV - SSD	13,5	15,2	25,8	21,5	11,3	4,1	2,1	13,3
Média	14,2**	14,3 B	24,7 B	24,8 B	9,8 B	3,7	2,7	
DMS*	3,2	2,0	4,1	13,3	ns	3,0	2,3	5,1
	Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P_2O_5 (SFS)							
LVA - CV	16,3	19,0	37,2	64,0	20,5	3,6	2,8	23,3
LVA - SSD	15,8	17,5	38,0	39,4	14,0	3,4	2,8	18,7
LV - CV	14,8	13,0	25,8	33,5	5,0	2,8	1,6	13,8
LV - SSD	12,9	15,7	37,9	34,9	16,4	2,9	2,8	17,6
Média	14,9	16,3 A	34,7 A	43,0 A	14,0 A	3,2	2,5	
DMS*	ns	4,7	9,9	19,9	11,4	ns	0,6	8,6

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
ns Não significativo pelo teste F.
** Médias não seguidas de letra maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste t (LSD).

6.2.2 Resultados no solo

Na tabela 25 está apresentada a análise a variância para os resultados de análises químicas dos solos deste segundo estudo. A partir da análise de variância foram discutidos os dados que seguem. Os resultados obtidos para o pH do solo após o final do experimento mostram exatamente o que tem sido observado em áreas de produção no Brasil e comentado por vários autores (Silveira et al., 2000). Independente do solo e da aplicação ou não de fertilizante, na camada mais superficial do solo (0-5 cm) os maiores valores de pH foram observados com o SSD, mas a partir da segunda profundidade o maior pH foi no sistema convencional (Figura 3). Isso ocorre principalmente por haver revolvimento do solo, o qual ocasiona a homogeneização de bases nas camadas mais profundas e diminui a acidez nestas camadas no sistema convencional. Não foi observado efeito do fertilizante no pH do solo, o que já era esperado, mas houve efeito tanto de solo como de manejo. Os dois solos mostraram comportamento semelhante do pH em profundidade.

Tabela 25. Análise de variância para as avaliações químicas do solo.

Fator de variação	Dados químicos do solo						
	pH $CaCl_2$	Al	M.O.	P	K	Ca	Mg
	Profundidade de 0-5 cm						
Solo	*	ns	*	*	*	*	ns
Manejo	*	ns	*	ns	ns	*	*
Dose P	ns	ns	ns	*	*	ns	ns
Solo*Manejo	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Solo*Dose P	*	*	ns	*	*	ns	*
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	ns	*	ns	*
	Profundidade de 5-10 cm						
Solo	*	*	*	*	*	*	ns
Manejo	*	*	ns	*	*	*	*
Dose P	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
Solo*Manejo	*	*	ns	*	*	*	*
Solo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	*	*
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Profundidade de 10-15 cm						
Solo	*	*	*	*	*	*	ns
Manejo	*	*	*	*	*	*	*
Dose P	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
Solo*Manejo	ns	*	ns	ns	*	*	ns
Solo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Profundidade de 15-25 cm						
Solo	*	*	*	*	*	*	*
Manejo	*	*	ns	ns	*	*	*
Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Solo*Manejo	*	*	*	*	ns	*	*
Solo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
	Profundidade de 25-40 cm						
Solo	*	*	*	*	*	*	ns
Manejo	*	ns	ns	ns	*	ns	ns
Dose P	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
Solo*Manejo	ns	ns	*	ns	ns	*	ns
Solo*Dose P	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

* Diferença mínima significativa a 5% pela análise da variância
ns Não significativo.

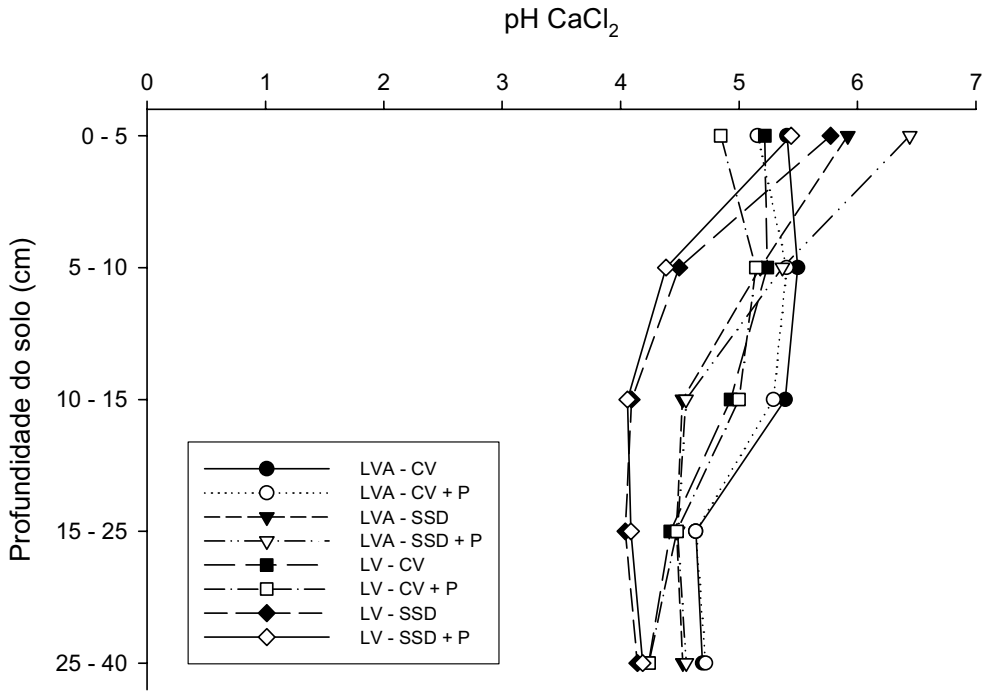

Figura 3. pH $CaCl_2$ nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.

Os valores de Al extraídos por KCl 1,0 mol L^{-1} são diretamente relacionados com o pH do solo, pois com a elevação do pH diminui a acidez trocável do solo, e vice-versa. A acidez trocável é composta basicamente por H^+ e Al^{+3} trocáveis, ou seja, facilmente dissociáveis nos complexos de troca do solo. Nos dados deste experimento pode-se constatar que a redução do pH em profundidade no SSD foi diretamente relacionada com o aumento do Al trocável, independente da aplicação de fertilizante fosfatado (Figura 4). Esse resultado é esperado para o sistema de semeadura direta devido ao não revolvimento do solo e a acumulação de bases nas camadas mais superficiais, em detrimento de camadas mais profundas. Na tabela 4 é possível observar que no solo original antes do experimento a quantidade de Al trocável era baixa na camada de 0-5 cm, mas incrementava rapidamente em profundidade no SSD, principalmente para o solo LV, com isso pode-se destacar que o aumento da acidez do solo em profundidade é decorrente em grande parte do aumento do Al trocável. O solo LV apresentou maior Al trocável que o solo LVA, principalmente no SSD, com exceção da camada superficial (0-5 cm), conforme a análise da variância (Tabela 25). No

entanto, isso depende das condições de formação de cada solo e do manejo adotado ao longo dos anos de cultivo. Não foram observadas mudanças nos valores de Al trocável no solo durante o período do experimento, os valores se mantiveram próximos aos valores anteriores ao experimento.

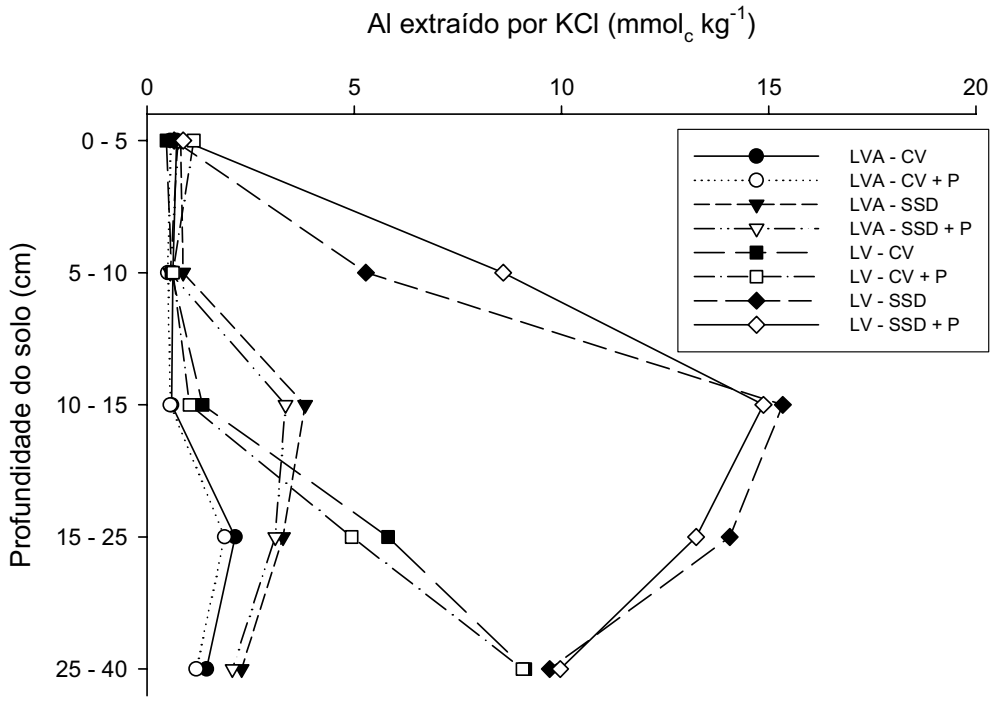

Figura 4. Alumínio nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.

De acordo com dados apresentados por vários autores, os sistemas de semeadura direta e cultivo mínimo, quando associados à rotação de culturas anuais, alteram as propriedades químicas do solo (Fontana et al., 2006), aumentando os teores de matéria orgânica (Paiva et al., 1997), variando o pH do solo, a capacidade de troca catiônica (Souza & Alves, 2003), bem como as bases trocáveis e o P disponível (Selles et al., 1997), além da diminuição do alumínio tóxico, em relação ao sistema convencional (Silveira & Stone, 2001; Ciota et al., 2002; Almeida et al., 2005). No entanto, neste trabalho somente foi observado diminuição dos teores de Al com o SSD na camada superficial (0-5 cm) para o solo LV e na

camada 0-10 cm para o LVA, mas estes valores não diferiram do sistema convencional (Figura 4).

A matéria orgânica do solo é influenciada diretamente pelo sistema de manejo e pela quantidade de resíduo vegetal depositada no solo a cada cultivo, fatores estes dependentes de um bom planejamento agrícola e conscientização por parte do agricultor, principalmente em áreas com longos períodos sem chuvas, como ocorre em varias regiões do cerrado brasileiro. Neste experimento, foram observadas mudanças mais expressivas nos teores de matéria orgânica do solo na camada superficial (0-5 cm) de acordo com o sistema de manejo, sendo o SSD bastante superior ao cultivo convencional (Figura 5). O comportamento foi semelhante para os dois solos, inclusive com valores muito parecidos na camada superficial, mas com superioridade significativa do solo LV entre 5-25 cm. A adição de fertilizante fosfatado não interferiu nos teores de matéria orgânica no solo.

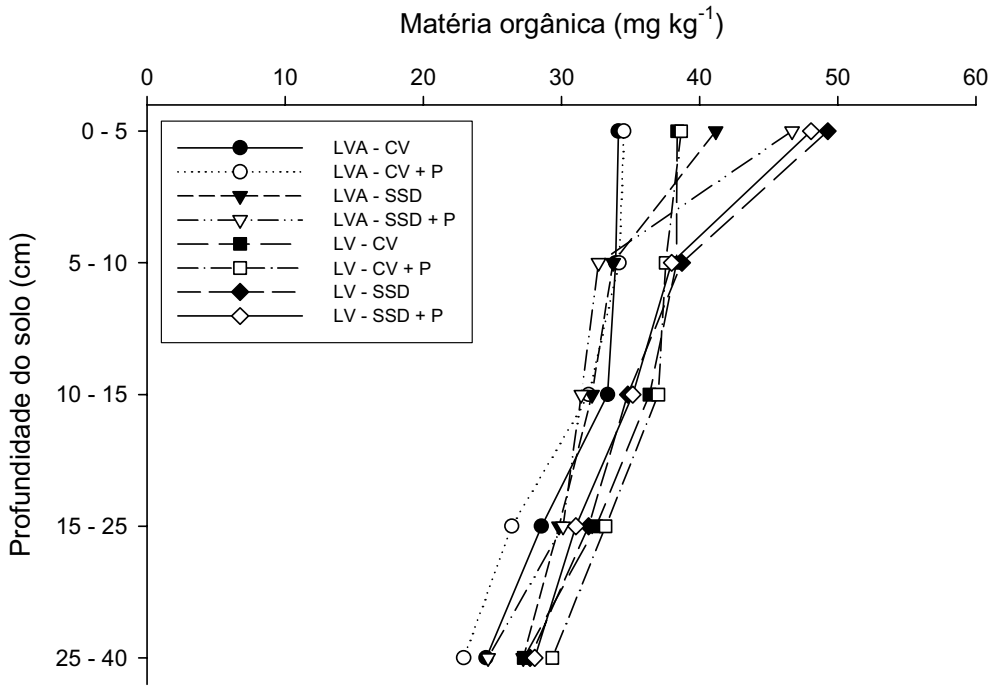

Figura 5. Matéria orgânica nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.

A semeadura direta, comparada ao sistema convencional, diminui a velocidade de degradação da matéria orgânica do solo, pelo menor revolvimento e maior preservação dos resíduos vegetais em superfície (Fontana et al., 2006). Hermani et al. (1999) e Almeida et al. (2005) observaram que no SSD houve aumento do estoque de carbono orgânico nas camadas superficiais do solo, e conseqüentemente, aumento nos teores de nutrientes nas frações orgânicas, o que sugere uma maior estabilidade do sistema de semeadura direta, em comparação ao convencional.

A deposição de resíduos culturais na superfície do solo diminui a sua superfície de contato com o solo e, assim, a decomposição destes resíduos é desacelerada, resultando na mineralização gradual e parcial desses compostos carbonados, aumentando o conteúdo de matéria orgânica, fósforo orgânico (Rheinheimer, 2000) e outros ânions orgânicos, e estes podem aumentar a competição pelos sítios de adsorção, diminuindo a retenção do fosfato (Hue, 1991). Do mesmo modo, a atividade microbiana nas camadas superficiais do SSD pode proporcionar maior disponibilidade potencial do fósforo às plantas, já que aquele incorporado na biomassa dos microorganismos forma estoque de P microbiano no solo e não é adsorvido aos colóides (Conte, 2001).

O fósforo do solo extraído por Mehlich-1 demonstrou que a variação entre os sistemas de manejo não é tão drástica como mencionada por vários autores, pois os valores foram semelhantes na maioria das camadas avaliadas dos solos (Figura 6). A variação entre os solos foi significativa (Tabela 25). Quando aplicado fosfato, os valores incrementaram basicamente na camada superficial. Isso mostra que a descida de P proveniente do fertilizante não é rápida quando em condições semelhantes a de campo, como foi o caso deste experimento, ou ocorre em formas não disponíveis, como será discutido posteriormente nos dados do fracionamento de P. Estes dados confrontam com muitas citações em literatura, as quais mostram que o disponibilidade de P é maior na camada superficial no SSD quando comparado com o sistema convencional (Muzzili, 1983; Silveira et al., 2000; Almeida et al., 2005).

Quanto a distribuição do P disponível por Mehlich-1 em profundidade, os dois solos apresentaram comportamento distinto. No solo LVA, o fósforo disponível manteve valores semelhantes da superfície até 15 cm no sistema convencional, com redução drástica em maiores profundidades, mas no SSD houve redução gradativa desde a superfície

até a maior profundidade avaliada. No solo LV, no sistema convencional houve aumento a partir da camada mais superficial até camadas mais profundas, com o maior teor sendo observado na camada 10-15 cm, mas no SSD o maior teor de P disponível foi observado na camada 5-10 cm. Quando aplicado fertilizante, o aumento no P disponível foi observado somente na camada superficial, para os dois solos, diferente do observado no estudo um, onde houve aumento até 15 cm de profundidade.

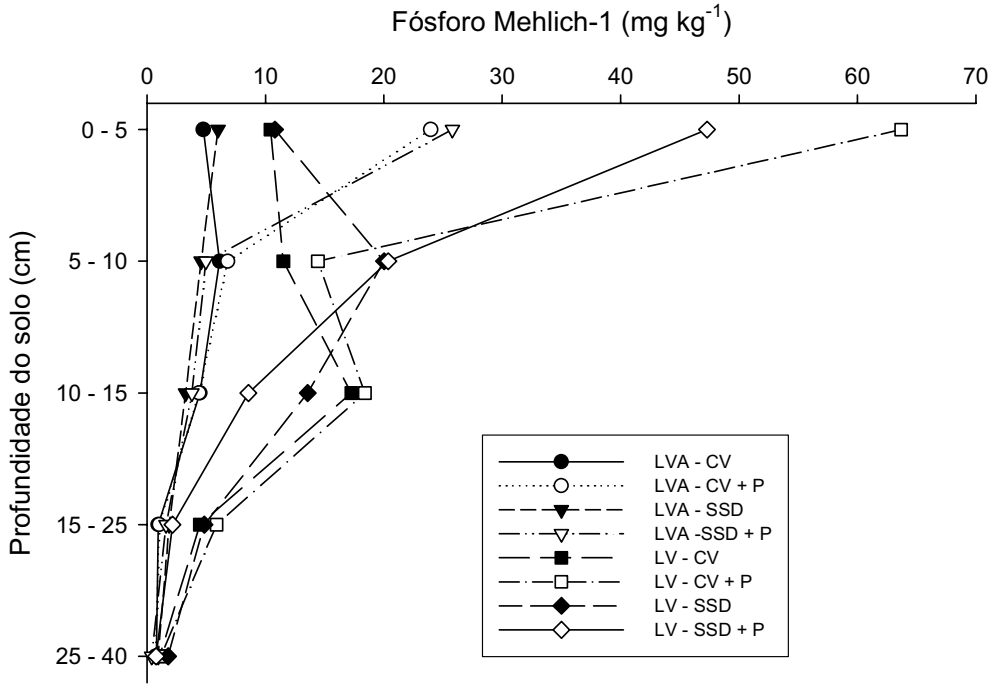

Figura 6. Fósforo nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.

A justificativa usada por muitos autores para explicar o aumento do P disponível no SSD é que, com o não revolvimento do solo, os fertilizantes fosfatados aplicados acumulam fosfato nas camadas superficiais e o P das camadas mais profundas é ciclado pelas plantas para a superfície (Selles et al.,1997; Rheinheimer, 2000). Com isso, ocorre primeiramente a saturação dos sítios mais ávidos de adsorção e o remanescente é redistribuído em frações retidas com menor energia e, com essa maior capacidade de dessorção, aumenta a sua disponibilidade às plantas (Rheinheimer & Anghinoni, 2001).

Quanto ao potássio disponível no solo, praticamente não houve mudança nos níveis na camada superficial (0-5 cm) com o manejo do solo, somente havendo variação entre os solos e com a dose de fertilizante (Figura 7), nas demais profundidades houve somente efeito de solo. No sistema convencional, e para os dois solos, o K disponível manteve valores semelhantes até a profundidade revolvida pelo sistema (pelo menos 15 cm), com redução gradual após esta profundidade. Já para os sistema SSD a redução foi gradual desde a camada superficial, e para os dois solos. Na média dos solos, o convencional apresentou valores superiores de K disponível que o SSD e os níveis no solo LVA foram menores que no LV. Houve efeito significativo da fertilização fosfatada no K disponível no solo até 10-15 cm.

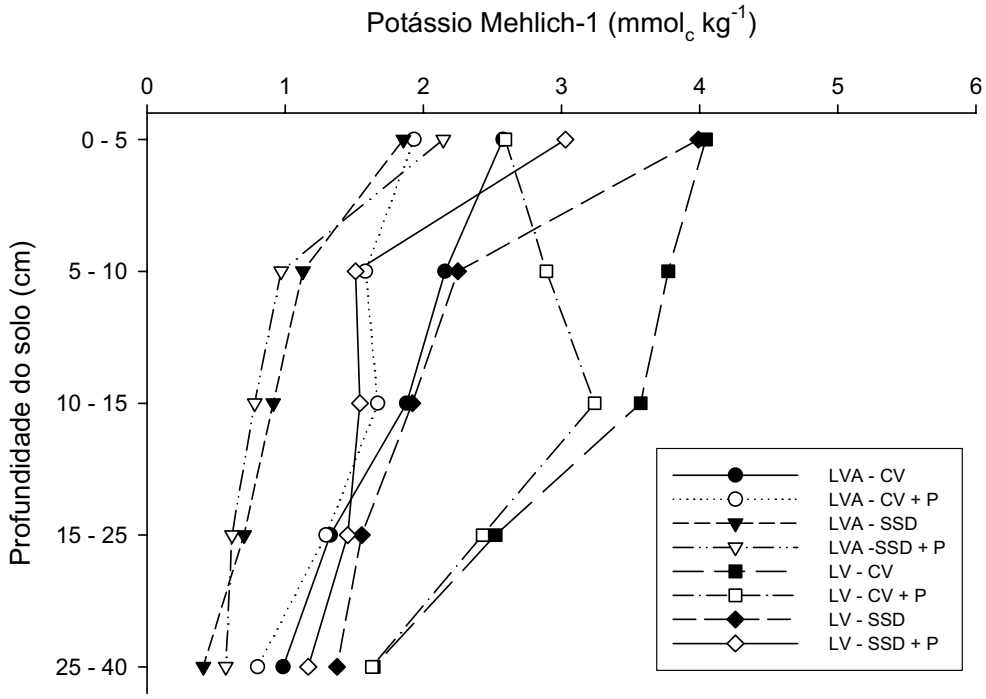

Figura 7. Potássio nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.

Em trabalho desenvolvido para adaptação de amostragens de solo no plantio direto, Silveira et al. (2000) observaram que, na profundidade de 0-5 cm, o maior valor de K disponível ocorreu no SSD quando comparado com métodos convencionais de cultivo. O

SSD apresentou o maior valor de K na primeira camada, mas menor valor na camada de 5-20 cm, o que mostra que este cátion se concentrou na camada superficial do solo. Por outro lado, outros autores tem citado que o comportamento do K no SSD tem sido variável, na maioria das vezes, ocorrendo maior concentração na superfície (Oliveira & Pavan, 1996; Almeida et al., 2005), embora, em alguns solos, tenha sido verificada certa uniformidade nos teores desse nutriente em profundidade (Franchini et al., 2000).

Com relação ao Ca no solo, os valores obtidos neste experimento deixam claro que há acumulação deste nutriente na camada superficial do solo no SSD, em detrimento de camadas mais profundas, quando comparado com o sistema convencional (Figura 8). Em ambos os solos foram observados valores bem superiores de Ca disponível na camada de 0-5 cm para o SSD, com redução drástica já na segunda camada (5-10 cm). No sistema convencional os valores se mantiveram constantes até a camada de 10-15 cm, profundidade esta que é revolvida no momento do preparo do solo. Houve diferença significativa nos valores de Ca tanto para solo como para sistema de manejo em praticamente todas as profundidades (Tabela 25). Almeida et al. (2005) observaram uma leve tendência de incremento no Ca no SSD com rotação de culturas, em relação ao sistema convencional, em todas as seis camadas avaliadas até 30 cm de um Cambissolo de Santa Catarina. No entanto, os autores não observaram a acumulação de Ca na superfície do SSD, como o ocorrido neste trabalho.

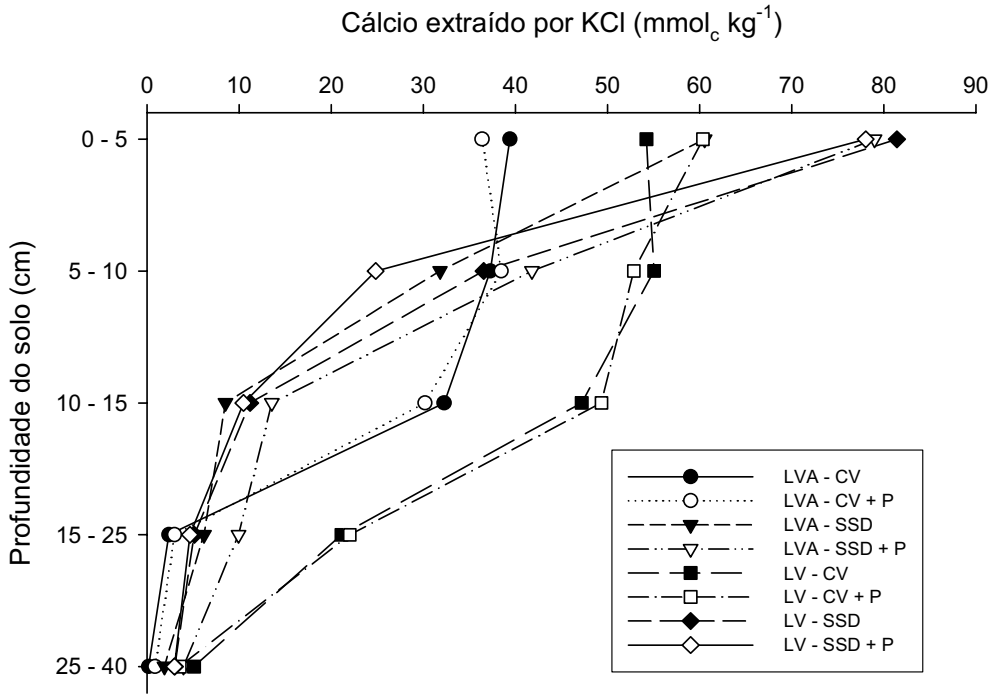

Figura 8. Cálcio nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.

Para o Mg no solo, o comportamento foi semelhante ao Ca, ou seja, grande concentração na camada superficial no SSD e redução drástica nas camadas mais profundas (Figura 9). Também para o sistema convencional os valores se mantiveram altos até 10-15 cm, exatamente como observado para o Ca. Para o Mg não foi observada variação significativa entre os solos, somente no sistema de manejo. Estes resultados estão de acordo com os observados por Silveira et al. (2000), os quais também observaram maior concentração dos cátions Ca e Mg na camada superficial do solo (0-5 cm) no SSD, devido à sorção desses dois elementos pelas cargas negativas da superfície do solo, resultado este que não foi observado por Almeida et al. (2005). Resultados semelhantes aos apresentados neste trabalho, com relação à K, Ca e Mg e a um maior valor de pH, na camada de 0-5 cm, em relação à camadas mais profundas, também foram reportados já há alguns anos por Muzilli (1983).

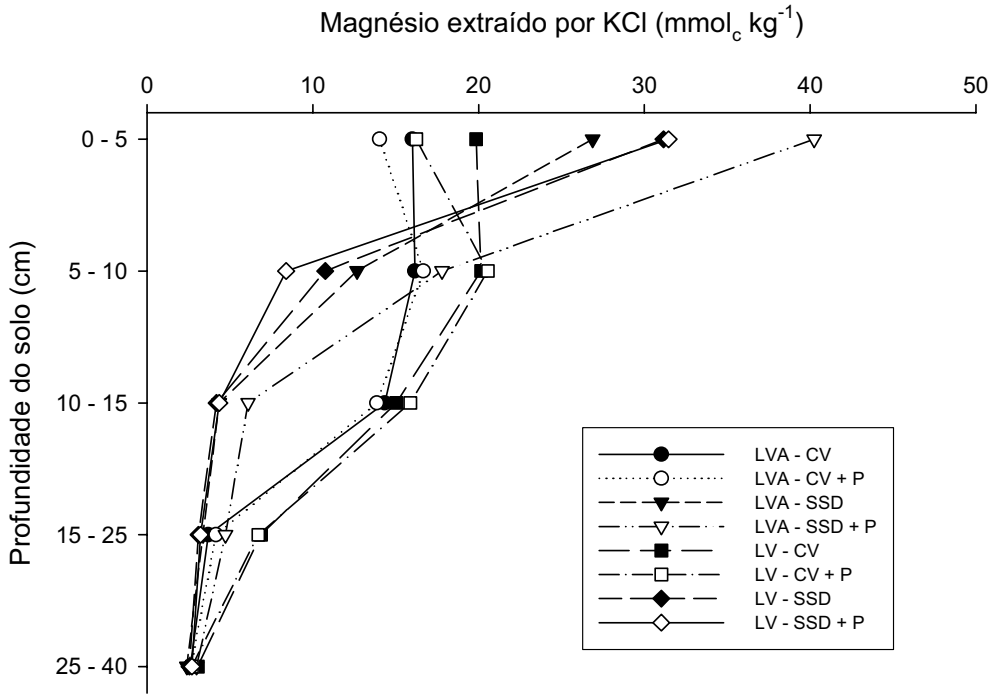

Figura 9. Magnésio nos solos LVA e LV sob dois sistemas de manejo, com e sem fertilizante fosfatado.

6.2.3 Matéria seca e nutrientes acumulados pela soja

A quantidade de matéria seca acumulada na parte aérea pela cultura da soja expressa as condições que o solo tem para fornecer nutrientes em condições favoráveis para o crescimento da cultura. Neste experimento, a quantidade de matéria seca acumulada por planta não foi afetada pelo solo ou pelo sistema de cultivo, mas houve grande incremento com a aplicação de fertilizante fosfatado (Tabela 26). Isso mostra que, embora os dois solos apresentassem níveis considerados suficientes de P disponível extraído por Mehlich-1, esse P disponível nativo do solo não foi capaz de proporcionar um bom desenvolvimento da cultura. Com a adição de 100 kg ha^{-1} de P_2O_5 o incremento médio na matéria seca foi de 76,5%, passando de 8,1 g pl^{-1} para 14,3 g pl^{-1}. A baixa produção de MS pela soja quando sem fertilizante fosfatado pode ser conseqüência da baixa disponibilidade de P na solução do solo devido a complexação com Al e Fe, pois estes solos apresentam altos teores de Al e Fe em

formas consideradas livres (dados apresentados no próximo estudo), mas o grande fator limitante foi a pequena área de exploração radicular pelas plantas, que foi limitada ao volume dos vasos.

Tabela 26. Matéria seca da parte aérea e concentração de nutrientes na cultura da soja.

Solo e manejo	MS (g pl^{-1})	Nutrientes no tecido (g kg^{-1} de MS)				
		N	P	K	Ca	Mg
Sem aplicação de P						
LVA - CV	6,5	27,8	1,53	53,6	9,0	4,7
LVA - SSD	8,3	29,8	1,16	59,8	7,7	4,1
LV - CV	8,8	26,9	1,60	66,7	8,1	4,0
LV - SSD	8,8	30,6	1,40	69,8	7,5	3,5
Média	8,1 B**	28,8 B	1,42 B	62,5	8,1	4,1
DMS*	ns	ns	0,24	12,9	ns	0,8
Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P_2O_5 (SFS)						
LVA - CV	13,6	29,8	1,86	54,3	8,7	4,8
LVA - SSD	13,9	32,2	1,61	48,8	9,2	5,2
LV - CV	15,2	30,4	1,91	71,0	7,9	3,9
LV - SSD	14,5	31,5	1,90	68,8	8,1	3,6
Média	14,3 A	31,0 A	1,82 A	60,7	8,5	4,4
DMS*	3,5	2,2	0,27	6,9	2,2	1,0

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
ns Não significativo pelo teste F.
** Médias sem letra na coluna não diferem entre si pelo teste t (LSD).

Quanto ao acúmulo de nutrientes na parte aérea da soja, a concentração de N no tecido se manteve constante em todas as situações, somente mostrando leve superioridade com a aplicação de fosfato (Tabela 26). Para o P, também houve maior concentração com a aplicação de fosfato para os dois solos, mas somente no solo LVA foi observada diferença entre os sistemas de cultivo, com vantagem para o sistema convencional. Quanto ao K, as concentrações foram maiores no solo LV, mas não houve efeito da aplicação de fertilizante fosfatado, e nem efeito do sistema de cultivo adotado. Essa maior concentração de K na soja no solo LV foi consequência do maior nível de K disponível no solo, no entanto, isso não representa maior produtividade de grãos, pois todos os valores, tanto no solo LV como no LVA, estão em concentração considerada alta no tecido das plantas. Para o Ca e Mg a situação se inverteu, ou seja, no LVA as concentrações foram maiores, demonstrando o que é ressaltado por muitos autores, que há um equilíbrio interno de cátions na planta, quando um

está em concentrações muito altas os outros estão em concentrações menores e vice-versa (Ferri, 1979; Marschner, 1995). Também não foi observada variação na concentração de Ca e Mg com o manejo dentro de cada solo e para a aplicação de fertilizante fosfatado.

Após o período de 60 dias de experimento, foi avaliado o residual da palha de soja incubada na superfície das parcelas para simulação do que ocorre no campo. A tendência observada foi que para o solo LVA o sistema de semeadura direta ocasionou maior decomposição da palha, já para o solo LV o sistema convencional ocasionou a maior decomposição (Tabela 27). Embora não tenha havido efeito significativo do fertilizante fosfatado, houve maior decomposição com a aplicação do mesmo, com média relativa de 45% para o grupo sem aplicação e 42% para o grupo com aplicação do fertilizante.

Tabela 27. Residual restante da palha de 6.000 kg ha^{-1} adicionado inicialmente nos vasos.

Solo e manejo	**Residual (kg ha^{-1})**	**Percentagem não decomposta (%)**
Sem aplicação de P		
LVA - CV	2.906	48
LVA - SSD	2.792	47
LV - CV	2.425	40
LV - SSD	2.756	46
Média	2.720	45
DMS*	422	
Com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P_2O_5 (SFS)		
LVA - CV	2.677	45
LVA - SSD	2.347	39
LV - CV	2.400	40
LV - SSD	2.707	45
Média	2.533	42
DMS*	390	

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).

6.2.4 Fracionamento do fósforo

Como visão geral dos dados obtidos no fracionamento neste estudo, todas as frações de P apresentaram valores maiores nas camadas superficiais, os quais decresceram em profundidade. O sistema de semeadura direta não teve valores mais elevados de P disponível, ou na forma lábil, comparado com o convencional, como mencionado por

vários autores (Selles et al., 1997; Santos & Tomm, 2003). Na tabela 28 está descrita a análise de variância para os dados do fracionamento de P, e nas figuras que seguem estão expostos os valores e comportamento de cada fração no perfil do solo, obtidos neste estudo.

Tabela 28. Análise de variância para o fracionamento do fósforo do solo.

Fator de variação	Fracionamento de P - extratores									
	RTA	**Bic. inorg**	**Bic. org**	**NaOH 0,1M inorg**	**NaOH 0,1 org**	**HCl**	**NaOH 0,5M inorg**	**NaOH 0,5M org**	**Resid.**	**Soma**
					Profundidade de 0-5 cm					
Solo	*	ns	*	*	ns	*	*	ns	*	ns
Manejo	ns	ns	*	*	ns	*	*	*	ns	ns
Dose P	*	*	ns	*	ns	*	*	*	ns	*
Solo*Manejo	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
Solo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
					Profundidade de 5-10 cm					
Solo	*	*	*	ns	ns	*	ns	ns	*	*
Manejo	ns	ns	ns	ns	*	*	ns	ns	ns	ns
Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Solo*Manejo	*	*	ns	*	ns	ns	*	ns	ns	*
Solo*Dose P	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
					Profundidade de 10-15 cm					
Solo	*	*	ns	*	ns	*	ns	ns	*	*
Manejo	*	ns	ns	ns	*	*	*	ns	*	*
Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Solo*Manejo	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	*
Solo*Dose P	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
					Profundidade de 15-25 cm					
Solo	*	ns	*	*	ns	ns	*	ns	*	*
Manejo	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Solo*Manejo	ns	ns	*	*	ns	ns	*	ns	ns	*
Solo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
					Profundidade de 25-40 cm					
Solo	*	ns	*	*	ns	ns	*	ns	*	*
Manejo	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
Dose P	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
Solo*Manejo	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
Solo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

* Diferença mínima significativa a 5% pela análise da variância.
ns Não significativo.

Quando não foi aplicado fertilizante fosfatado, no solo LVA os valores de P inorgânico extraídos por resina (Pi_{RTA}) foram menores no SSD que no convencional, em praticamente todas as profundidades avaliadas (Figura 10). Já para o solo LV, os valores foram semelhantes entre SSD e convencional na camada superficial (0-5 cm), com maior valor de Pi_{RTA} no SSD na camada 5-10 cm e no convencional na camada 10-15 cm, novamente com valores semelhantes nas camadas mais profundas. Esse valor alto de Pi_{RTA} na camada de 10-15 cm no convencional é resultante do revolvimento do solo. No solo LV os valores de P resina foram bem superiores ao solo LVA em todas as profundidades. Quando houve aplicação de fertilizante, a única alteração significativa foi na disponibilidade na camada superficial, com incremento médio de 16,5 para 60,6 mg kg^{-1} no Pi_{RTA}. Nas demais profundidades os valores praticamente não se alteraram, e quando houve alteração, esta não foi em razão da adubação, mas sim a variação no solo, pois não demonstrou uma tendência para isso.

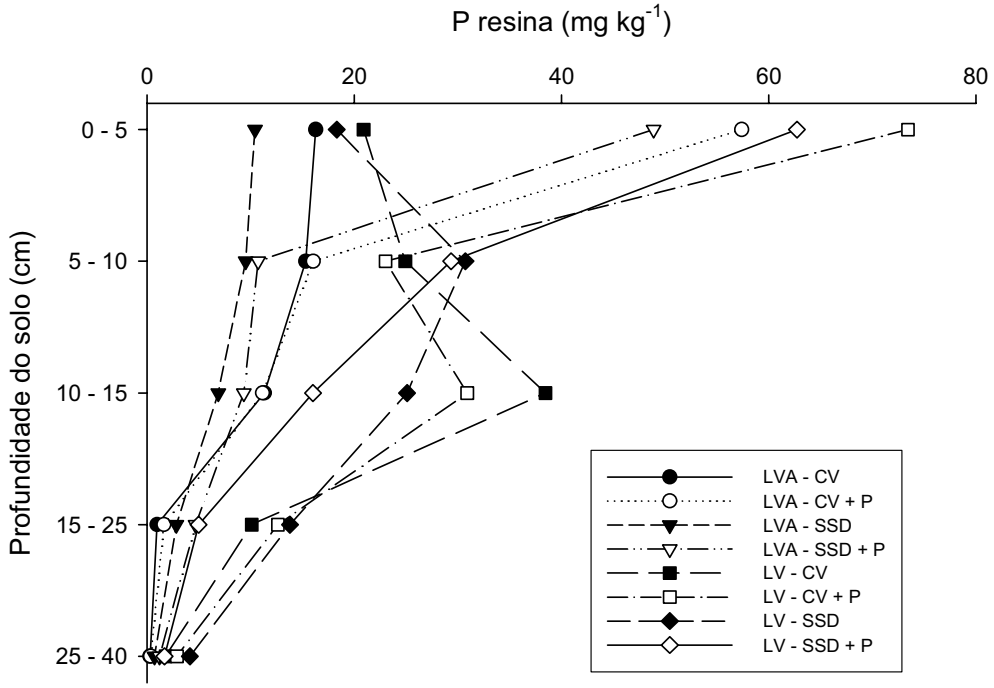

Figura 10. Fósforo inorgânico do solo extraído com RTA.

Estes resultados, embora sejam de um período relativamente curto, apenas 60 dias, mostram que a descida de fósforo oriundo do fertilizante fosfatado não está ocorrendo no perfil destes solos, ou se estiver ocorrendo, seria em formas de menor labilidade. Uma justificativa para isso é o tipo de solo com o qual se está trabalhando, pois são solos com alto teor de óxidos e argila (Tabela 4), e alta capacidade de adsorção de P (dados apresentados no próximo estudo), o que poderia estar agindo no sentido de minimizar a disponibilidade de P em profundidade.

Contrariando os dados deste trabalho, Zibilske et al. (2002) mostraram que houve maior disponibilidade de P na fração determinada por RTA na camada superficial no SSD quando comparado com o convencional, em um experimento de longo tempo em solo arenoso do Estado do Texas, EUA. Esta afirmativa também é citada por vários autores em trabalhos desenvolvidos no Brasil e no exterior.

As frações de P inorgânico e orgânico extraídas por $NaHCO_3$ (Pi_{bic} e Po_{bic}) são também consideradas disponíveis no solo, embora estejam ligadas à fração mineral e não ficam prontamente disponíveis como a fração Pi_{RTA}. Os resultados de Pi_{bic} refletiram o que foi observado para a fração Pi_{RTA}, somente com valores absolutos inferiores (Figura 11). Quando não foi aplicado fertilizante fosfatado, o solo LVA apresentou valores semelhantes ao LV somente na camada de 0-5 cm, com valores inferiores nas demais profundidades, não mostrando diferença entre o SSD e convencional para o LVA. No solo LV os valores aumentaram para o SSD na camada 5-10 cm e para o convencional até a camada de 10-15 cm. Como efeito significativo de solo somente foi observado nas camadas de 5-10 e 10-15 cm, e de manejo somente na camada 0-5 cm (Tabela 28). Quando foi aplicado fosfato, a diferença significativa foi observada somente na camada 0-5 cm quando comparado com o grupo sem fertilizante, a exemplo do Pi_{RTA}.

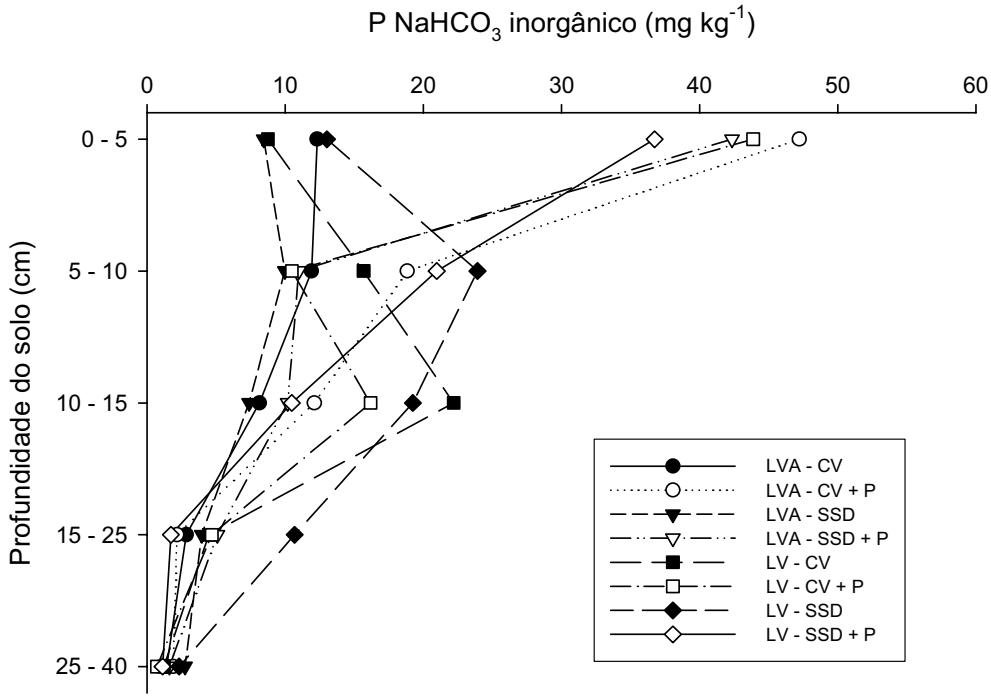

Figura 11. Fósforo inorgânico do solo extraído com $NaHCO_3$.

Para a fração Po_{bic} não foi observado efeito da aplicação de fertilizante fosfatado (Figura 12), ou seja, não houve incremento nesta fração com o fertilizante. Este resultado esta em acordo com dados apresentados por Conte et al. (2003), os quais citam que em solos argilosos a fração orgânica de P dificilmente é alterada com a adubação fosfatada, sendo que a acumulação do P oriundo do fertilizante se dá basicamente nas formas inorgânicas. O sistema de cultivo somente alterou a fração Po_{bic} no solo LV, com valores superiores no sistema convencional, o que discorda de citações de alguns autores, os quais afirmam que no SSD poderia aumentar a participação da fração orgânica na disponibilidade de P para as plantas. Houve também efeito significativo de solo nesta fração de P (Tabela 28).

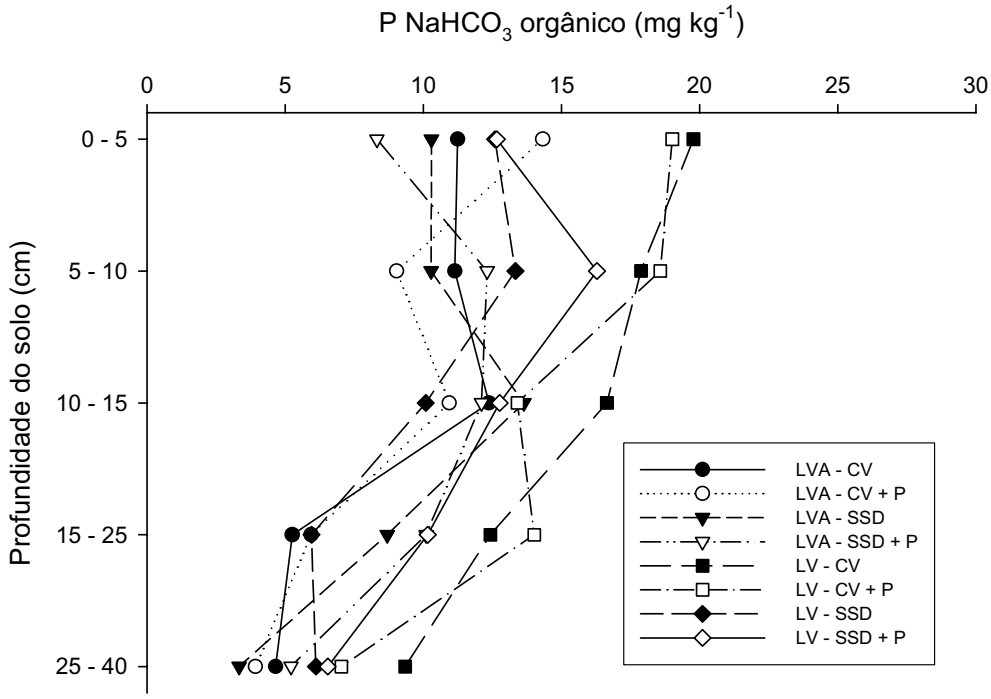

Figura 12. Fósforo orgânico do solo extraído com $NaHCO_3$.

A fração inorgânica de P extraída com NaOH 0,1 mol L^{-1} (Pi_{hid}) sofreu influência da adubação fosfatada somente na camada 0-5 cm, a exemplo do que ocorreu para o Pi_{bic} e Pi_{RTA} (Figura 13). Para o solo LVA, o sistema convencional apresentou valores de Pi_{hid} superiores nas camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm), com valores semelhantes entre SSD e convencional na camada 10-15 e a partir de 15-25 cm o SSD apresentou valores superiores. Para o solo LV os valores de Pi_{hid} foram maiores no convencional em 0-5 cm, sendo superior no SSD na camada 5-10 cm e voltando a ser maior no convencional em camadas mais profundas. Na média das profundidades, os dois solos e também os dois sistemas de cultivo apresentaram valores semelhantes.

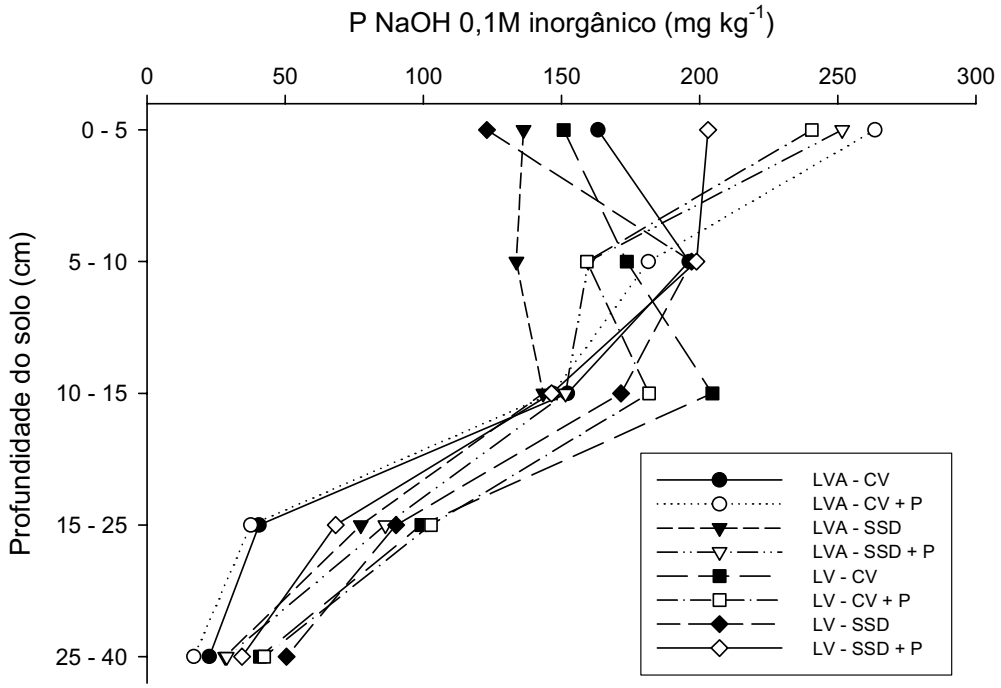

Figura 13. Fósforo inorgânico do solo extraído com NaOH 0,1 mol L^{-1}.

Quanto ao P orgânico extraído por NaOH 0,1 mol L^{-1} (Po_{hid}), observou-se valores bastante semelhantes entre os dois solos e também entre os dois sistemas de manejo (Figura 14), com redução gradual desta fração de P iniciando na camada superficial até a camada mais profunda avaliada. Somente foi detectado pequeno incremento nesta fração com a aplicação de fertilizante na camada de 0-5 cm, principalmente para o sistema convencional. A não alteração do P orgânico nesta fração já era um resultado esperado, pois como citado anteriormente, a tendência do fertilizante fosfatado é de se acumular em formas inorgânicas no solo, não afetando as formas orgânicas.

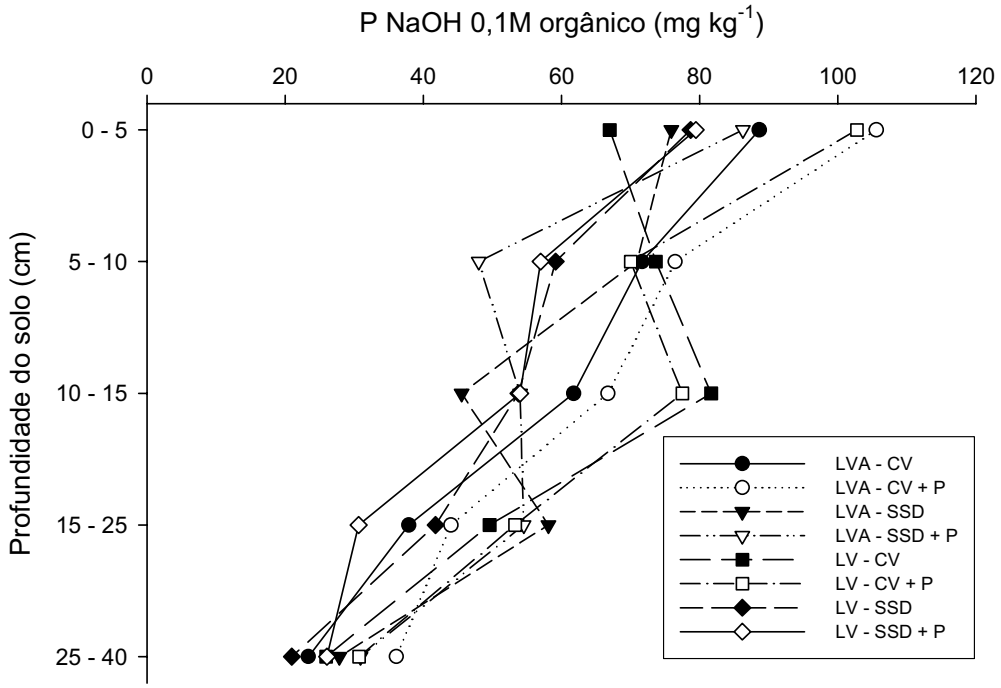

Figura 14. Fósforo orgânico do solo extraído com NaOH 0,1 mol L^{-1}.

Avaliando conjuntamente as frações inorgânicas de P extraídas por resina, $NaHCO_3$ e NaOH 0,1 mol L^{-1} se pode destacar que o manejo tem influência sobre estas frações de P no solo, mas não se observou maior disponibilidade nesta frações nas camadas superficiais com o SSD, para ambos os solos, como citado por alguns autores. O que parece estar ocorrendo é a movimentação de uma frente de deslocamento de P disponível no SSD, que estaria descendo no perfil do solo, mas essa descida é bastante lenta, ficando visível após alguns anos de cultivo. Pode-se destacar que as modificações nas frações de P ocorrem concomitantemente, onde tanto as lábeis como as de labilidade intermediária são tamponantes da solução do solo, como também observado por Gatiboni (2003). O mesmo autor ainda cita que, quando ocorre depleção em uma forma, outras podem ser dessorvidas para tamponá-la, mas o P proveniente destas pode ser readsorvido e/ou imobilizado pela biomassa microbiana do solo. Deste modo, os colóides e os microrganismos do solo agem como competidores por P da solução com as plantas em desenvolvimento.

Não considerando ainda o P não lábil, as maiores quantidades de P determinadas até aqui foram encontradas nas frações extraídas com NaOH 0,1 mol L^{-1}, com

médias destas frações na camada de 0-5 cm de 220 a 333 mg kg^{-1}, sem e com aplicação de fosfato, respectivamente. É destacado na literatura que em solos tropicais as maiores proporções de P têm sido encontradas nas frações extraídas com NaOH (Araújo & Salcedo, 1997; Lilienfein et al., 2000; Rheinheimer & Anghinoni, 2001; Conte et al., 2003), e estas frações estão relacionadas com óxidos de Fe e Al, caulinita e matéria orgânica. Quando se adicionam doses elevadas de fosfatos, como é o caso deste experimento, têm-se observado aumentos nas frações inorgânicas lábeis (extraídas com resina e $NaHCO_3$), moderadamente lábeis (extraídas com NaOH) e, em algumas situações, também nas frações com baixa labilidade (Maroko et al., 1999). Dobermann et al. (2002) observaram acúmulo de P somente em formas inorgânicas, com valores mais expressivo nas frações resina e NaOH quando foi aplicado fertilizante, no entanto, os autores não utilizaram a extração com $NaHCO_3$.

Com relação a fração de P inorgânico extraída com HCl 1,0 mol L^{-1} (Pi_{HCl}), não foi detectado praticamente nada do P total presente nestes dois solos, pois os valores foram inferiores a 6,0 mg kg^{-1}, isso quando foi aplicado fosfato (Figura 15). Isso significa que os dois solos estudados não são compostos de minerais fosfatados ligados a cálcio, portanto, essa fração é insignificante (menos de 1% do P total). Estes resultados estão de acordo com resultados obtidos por Lilienfein et al. (2000) em Latossolo argiloso de Minas Gerais, no qual os autores também não detectaram a presença de P extraível por HCl.

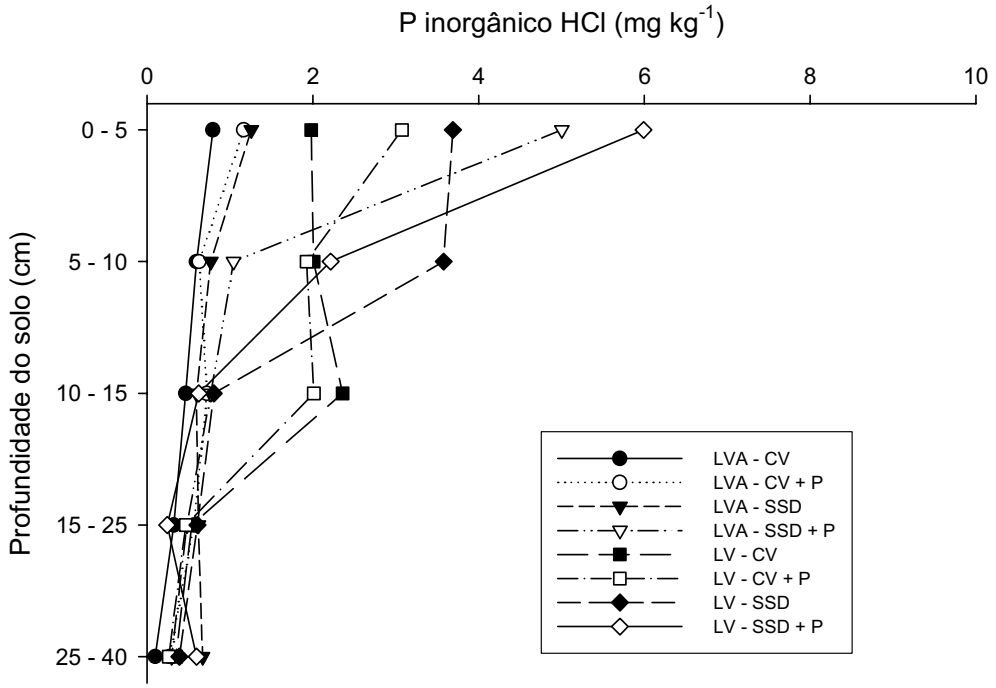

Figura 15. Fósforo inorgânico do solo extraído com HCl.

Para o solo LVA, a fração inorgânica de P extraída com NaOH 0,5 mol L^{-1} (Pi_{Na05}) não foi alterada com o sistema de manejo quando sem aplicação de fosfato, mas quando fertilizado o SSD mostrou valor superior na camada de 0-5 cm, sendo que o fertilizante não alterou significativamente esta fração nas outras camadas (Figura 16). No solo LV maiores valores de Pi_{Na05} foram observados no SSD quando não fertilizado e nas camadas de 0-5 e 5-10 cm, nas demais camadas o SSD foi semelhante ou até menor que o convencional. Não houve efeito da fertilização com fosfato nos valores de Pi_{Na05}, com exceção da camada superficial (0-5 cm), onde também foi observado efeito de solo (Tabela 28).

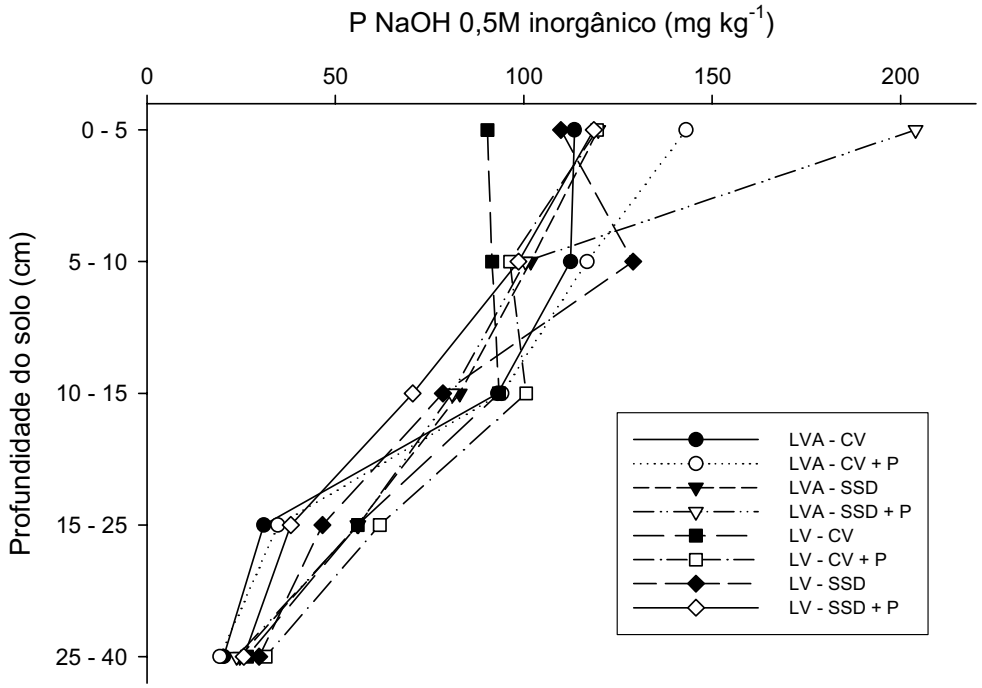

Figura 16. Fósforo inorgânico do solo extraído com NaOH 0,5 mol L^{-1}.

Na fração orgânica extraída com NaOH 0,5 mol L^{-1} (Po_{Na05}) houve pequena variação somente na camada superficial (0-5 cm), com a aplicação de fertilizante fosfatado e também com o sistema de manejo (Figura 17). Destaca-se que foram observados, na camada 0-5 cm, valores de Po_{Na05} maiores no SSD em relação ao convencional, para os dois solos avaliados, e também valor superior na camada 5-10 cm no solo LV, mostrando haver realmente maior acúmulo de P orgânico no SSD, resta saber se esta fração irá realmente contribuir para a disponibilização de P futuramente ou não, por ser um fração de baixa labilidade.

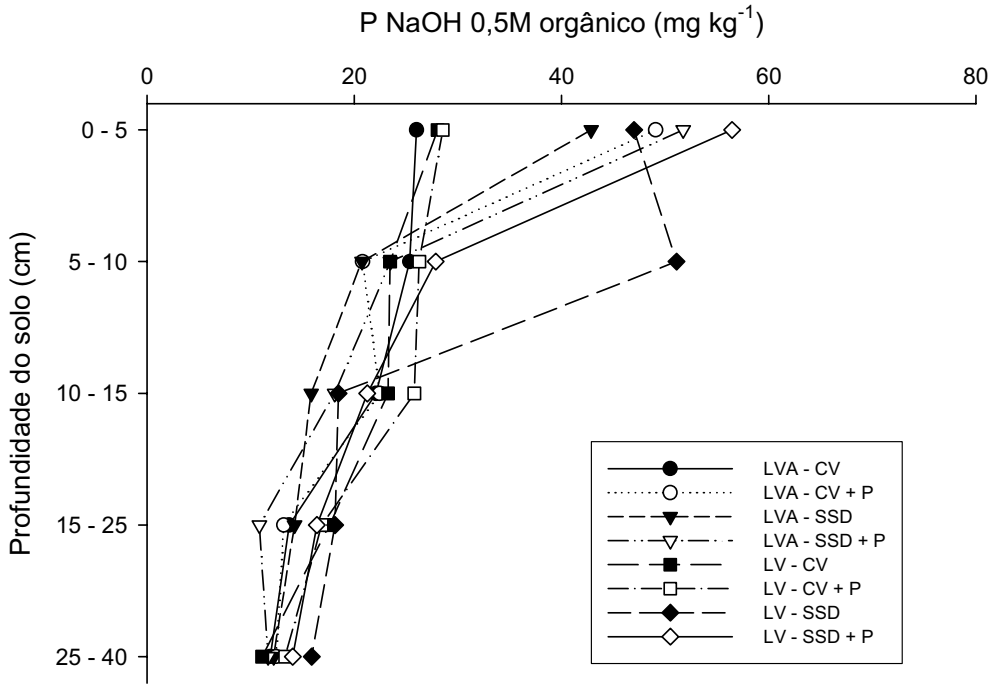

Figura 17. Fósforo orgânico do solo extraído com NaOH 0,5 mol L^{-1}.

A quantidade de P fazendo parte da fração considerada moderadamente lábil foi alta nos dois solos estudados, pois a soma da média das duas frações extraídas com NaOH chega a valores de 252 e 114 mg kg^{-1} de P inorgânico e orgânico, respectivamente, para os solos não fertilizados, e quando fertilizados a soma chega a valores de 386 e 140 mg kg^{-1} de P inorgânico e orgânico, respectivamente. Isso representa que 45 e 50% da média do total de P nos dois solos, sem e com fertilização, respectivamente, está na fração moderadamente lábil. Em valores relativos, como foi estimado neste parágrafo, houve aumento da fração moderadamente lábil com a aplicação de fosfato, isso explica a baixa recuperação do P oriundo do fertilizante em estudos realizados com esta finalidade, pois o P proveniente do fertilizante se acumula em frações de menor labilidade.

Com relação ao P residual, não foi observada diferença entre os sistemas de manejo dentro de cada solo e também não houve efeito do fertilizante nesta fração (Figura 18), resultado também observado por Gatiboni (2003). Somente foi detectada diferença entre solos (Tabela 28), pois o solo LV apresentou valores superiores ao LVA.

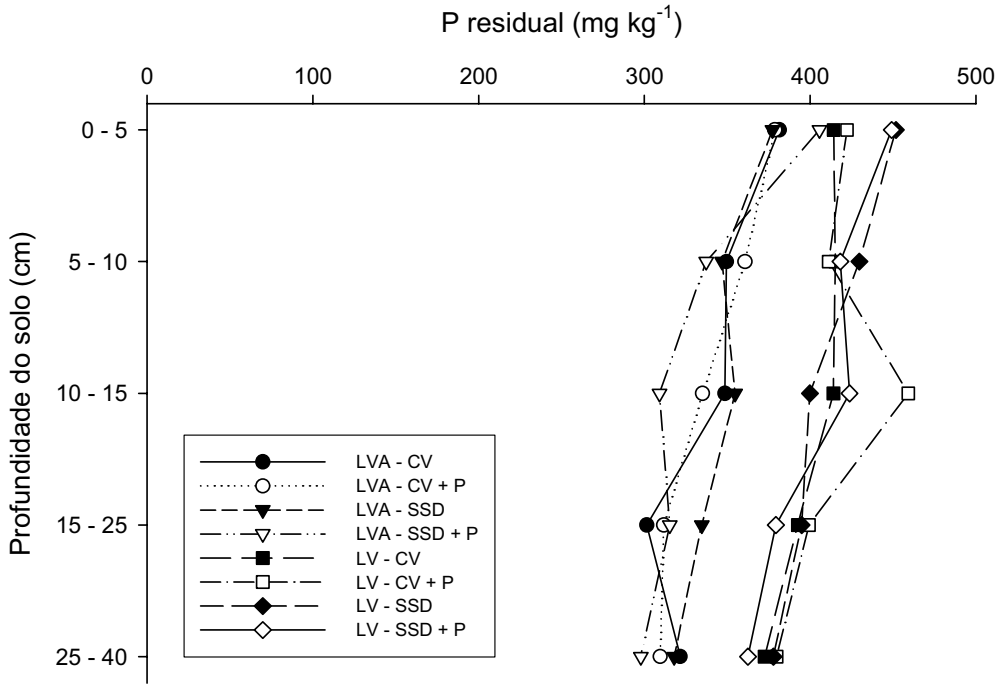

Figura 18. Fósforo residual nos solos, extraído com H_2SO_4 + HCl + HNO_3.

No somatório geral das frações de P pelo fracionamento de Hedley foi constatado que com a aplicação de 100 kg ha^{-1} de P_2O_5 houve um acréscimo médio de 250 mg kg^{-1} no P total dos solos na camada de 0-5 cm, não havendo efeito nas outras camadas, sinal de que não houve movimentação de P no solo durante o período do experimento, ou se houve, não foi suficiente para alterar o somatório total (Figura 19). As variações entre os solos ocorreram e são naturais, mas no geral o P total se manteve alto até a camada de 10-15 cm com decréscimo gradual nas profundidades inferiores. Curiosamente, os dois solos apresentaram valores muito próximos de P total, isso explica os valores semelhantes de labilidade detectados nas frações iniciais do fracionamento, mas houve efeito de solo nas camadas mais profundas (Tabela 28).

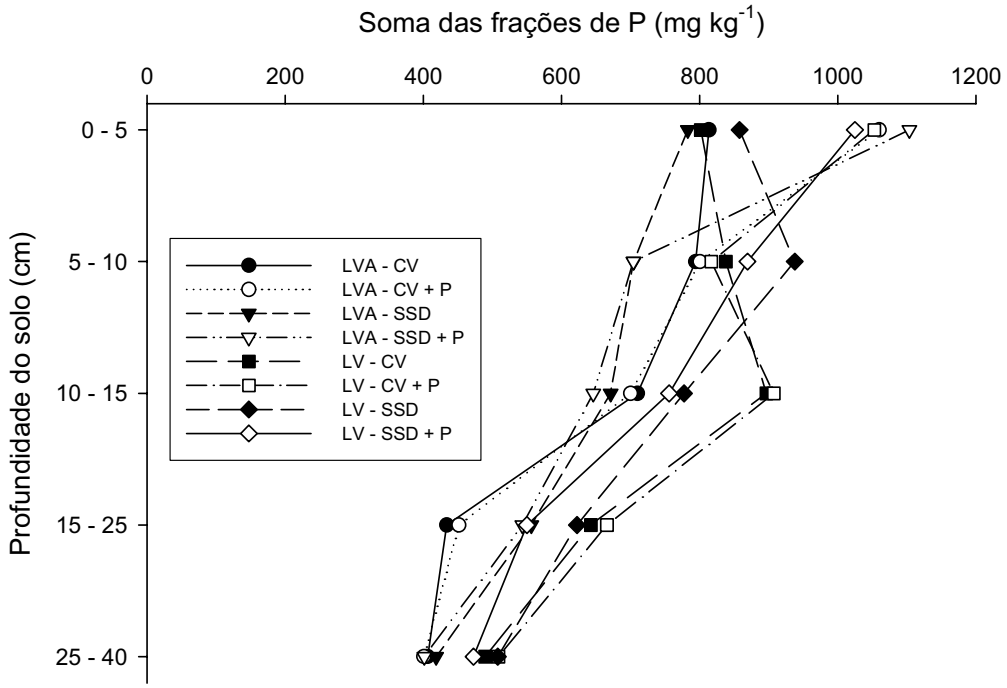

Figura 19. Soma de todas as frações de fósforo extraídas no fracionamento.

Cross & Schlesinger (1995) agruparam as frações de P extraídas no fracionamento de Hedley em dois grupos, os quais foram chamados de fósforo geoquímico e fósforo biológico. O fósforo geoquímico é considerado a soma das frações inorgânicas mais o P residual, enquanto que o fósforo biológico é a soma das frações orgânicas. Nos dados do fracionamento apresentado aqui também foi agrupado os dados de acordo com estas duas frações. Na tabela 29 está apresentada a análise da variância para esses dois grupos de P do fracionamento, bem como para o P microbiano e atividade de fosfatases ácidas do solo.

Tabela 29. Análise da variância para grupos de P do fracionamento, fração microbiana e fosfatases.

Fator de variação	Frações de P			
	P geoquímico	**P biológico**	**P microbiano**	**Fosfatases**
Profundidade de 0-5 cm				
Solo	ns	ns	*	*
Manejo	ns	ns	*	*
Dose P	*	*	*	ns
Solo*Manejo	ns	ns	*	ns
Solo*Dose P	ns	ns	*	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	*
Profundidade de 5-10 cm				
Solo	*	*	*	ns
Manejo	ns	ns	*	*
Dose P	ns	ns	ns	*
Solo*Manejo	*	ns	ns	ns
Solo*Dose P	ns	ns	ns	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	*
Profundidade de 10-15 cm				
Solo	*	ns	*	ns
Manejo	*	*	ns	*
Dose P	ns	ns	ns	ns
Solo*Manejo	ns	ns	ns	ns
Solo*Dose P	ns	ns	ns	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	*
Profundidade de 15-25 cm				
Solo	*	ns	ns	*
Manejo	ns	ns	ns	ns
Dose P	ns	ns	ns	*
Solo*Manejo	*	*	ns	ns
Solo*Dose P	ns	ns	ns	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	*
Profundidade de 25-40 cm				
Solo	*	ns	ns	*
Manejo	ns	ns	ns	ns
Dose P	ns	*	ns	*
Solo*Manejo	ns	ns	ns	ns
Solo*Dose P	ns	ns	ns	ns
Manejo*Dose P	ns	ns	ns	*

* Diferença mínima significativa a 5% pela análise da variância.
ns Não significativo.

Foi observado que o fósforo geoquímico manteve-se com valores semelhantes até 15 cm de profundidade quando não foi aplicado fertilizante, como conseqüência da estabilidade no P residual, pois a maior parte do P geoquímico é composto de P residual (Figura 20). Também não foi detectada diferença nesta fração com o sistema de manejo para os dois solos. Após 15 cm houve decréscimo nesta fração para ambos os solos. O solo LV mostrou valores superiores de P geoquímico que o LVA, especialmente nas camadas mais profundas. Houve incremento significativo para os dois solos no P geoquímico com a aplicação de fertilizante fosfatado, mas esse efeito foi notado somente na camada 0-5 cm (Tabela 29), nas demais camadas os valores foram semelhantes aos tratamentos sem aplicação de fertilizante. Esse resultado foi em decorrência do acréscimo de P inorgânico nas frações lábeis (Pi_{RTA} e Pi_{bic}) e moderadamente lábeis do solo (Pi_{hid}).

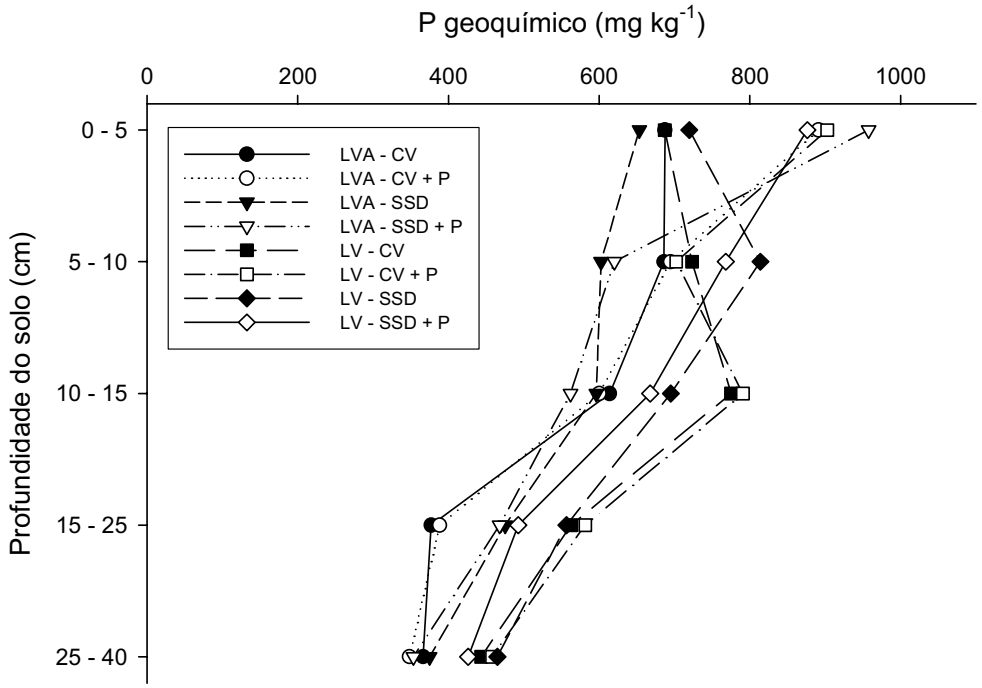

Figura 20. Fósforo geoquímico do fracionamento de Hedley.

O fósforo biológico seguiu o comportamento observado para a fração Po_{hid}, pois esta fração foi responsável pela maior parte do P biológico do solo. A fração Po_{hid} é considerada moderadamente lábil, fazendo parte de compostos orgânicos que sofrem hidrólise

com a ação dos ânions OH^- (Gatiboni, 2003). A aplicação de fertilizante ocasionou um leve acréscimo na fração P biológico na camada 0-5 cm, como conseqüência do somatório dos efeitos observados nas frações Po_{bic} e Po_{hid}, nas demais camadas não foi observado efeito do fertilizante (Figura 21 e Tabela 29). Os dois solos apresentaram valores semelhantes e para ambos os solos não houve efeito do sistema de manejo na acumulação de P orgânico no solo. Na média das profundidades, os valores de P biológico variaram de 12 a 14% do P total do solo (dados não apresentados), destacando também aqui que estes solos estão estáveis quanto a fração orgânica e não está havendo acumulação de P orgânico com a adoção do SSD.

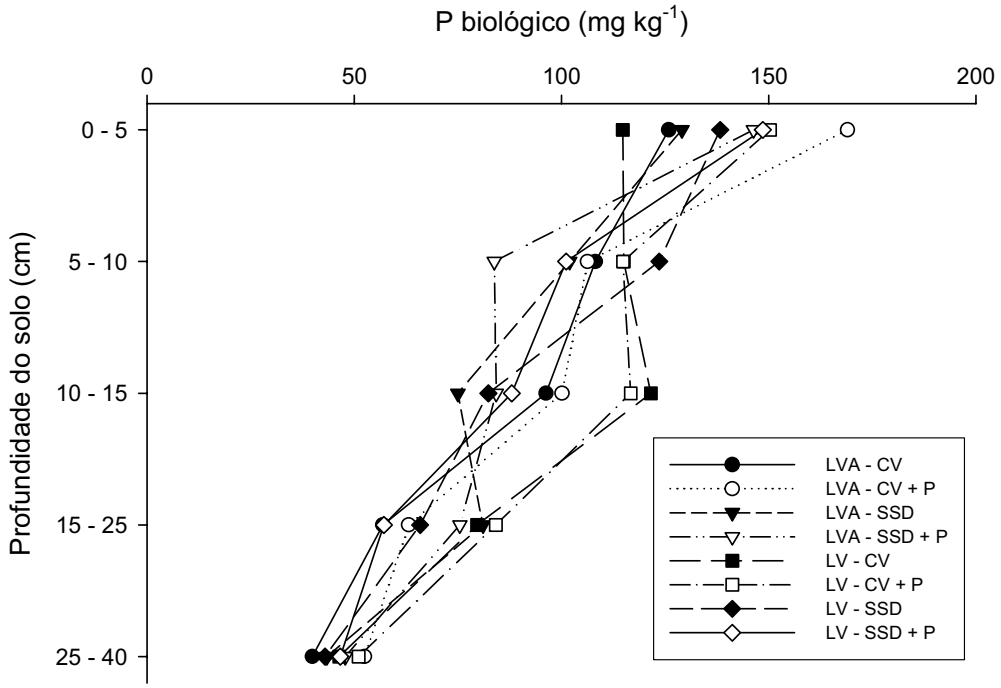

Figura 21. Fósforo biológico do fracionamento de Hedley.

Em experimento de longa duração com sistema convencional e SSD, realizado no Estado de Michigan, EUA, Daroub et al. (2000) apresentaram dados mostrando o incremento significativo com o SSD na fração biológica de P em apenas um solo dos três avaliados, e esse incremento foi na fração extraída com NaOH, portanto de moderada labilidade. Em estudo com dois solos durante 10 e 11 anos sob SSD, também nos EUA, Weil et al. (1988) concluíram que não houve evidência do P orgânico ser mais significante na

disponibilidade às plantas. Os autores somente notaram que o P se acumulava mais na camada de 0-2 cm no SSD, quando comparado com o convencional, no entanto, pequeno ou nenhum acréscimo foi notado no P orgânico com a adoção do SSD, embora se tenha notado acúmulo de carbono e aumento da atividade microbiana.

Na literatura se encontra uma série de dados sobre fracionamento de P, mas a maioria deles são focados na comparação de solos, sistemas de manejo ou somente estudando o SSD, poucos estudos foram focados na comparação de sistemas de manejo e o efeito em profundidade no solo.

Em estudo das formas de fósforo em solos com diferentes teores de argila submetido aos sistemas de cultivo convencional e SSD, Rheinheimer (2000) observou em todos os solos que no SSD houve aumento de fósforo nas camadas superficiais, principalmente nas formas inorgânicas disponíveis (Pi_{RTA} e Pi_{bic}) e moderadamente disponíveis (Pi_{hid} e Pi_{HCl}), permitindo a manutenção de teores de fósforo na solução do solo mais elevados do que no convencional. O mesmo autor ainda notou que para o solo com maiores teores de argila e Fe extraído com ditionito e oxalato, não houve aumento dos teores de P orgânico sob SSD, concordando com os dados do presente trabalho. Porém, para os solos de textura mais leve, a adoção do SSD, principalmente com utilização de rotações de culturas com grande capacidade de produção de resíduos, promoveu aumentos dos teores de P orgânico.

De forma similar aos dados deste trabalho, Linquist et al. (1997), Buheler et al. (2002) e Zhang et al. (2004) relatam que a adição de fertilizantes fosfatados aumentou os teores de fósforo nas frações Pi_{RTA} , Pi_{bic} e Pi_{hid}. No entanto, Linquist et al. (1997) também relatam que quando na supressão da adubação, as formas Pi_{RTA} , Pi_{bic} , Pi_{hid} e Po_{bic} atuaram como fonte de fósforo às plantas. Lilienfein et al. (2000) também reportaram aumento nas frações de Pi_{bic} , Pi_{hid} e Po_{bic} com a adoção do SSD na camada superficial, quando comparado com o convencional.

A atuação das frações menos lábeis do fósforo do solo como fonte ou dreno do fósforo disponível, principalmente a fração Pi_{hid}, mostra que a mesma é muito reativa, acumulando fósforo quando é aplicado via fertilizante, como ocorreu neste trabalho, e tamponando-o quando não há aplicação ou há a supressão da adubação fosfatada. Assim, a

biodisponibilidade parece controlar o caráter fonte/dreno das frações de fósforo do solo, especialmente as frações inorgânicas (Gatiboni, 2003).

6.2.5 P microbiano e fosfatases ácidas no solo

O fósforo microbiano do solo é parte da fração de P lábil que está compondo o tecido dos microorganismos (fungos e bactérias). A extração é realizada com $NaHCO_3$ após a morte dos microrganismos com clorofórmio, fazendo portanto, parte da segunda extração do fracionamento de Hedley. Os dados serão apresentados separadamente para destacar o efeito da parte biológica do solo na disponibilidade de fósforo. Alguns autores tem descrito que quando há a adição de resíduos orgânicos ao solo, a decomposição promovida pela biomassa microbiana faz com que ocorra mineralização do P orgânico e o acúmulo do fósforo ocorre preferencialmente nas formas inorgânicas. Por outro lado, se o resíduo for de difícil decomposição, o P pode permanecer em formas orgânicas (Otabbong et al., 1997).

Nos dados de P microbiano apresentados na figura 22 ficou evidente que esta fração de P não é muito expressiva nos dois solos avaliados. No entanto, foi observado efeito do solo e do manejo nesta fração de P nas camadas superficiais (Tabela 29). Para o LVA não foi detectado efeito da aplicação de fertilizante no P microbiano, não havendo também efeito do manejo do solo. Para o solo LV foi observada maior concentração de P na biomassa microbiana no SSD, especialmente nas camadas 0-5 e 5-10 cm, e também houve mais incremento no P microbiano na camada de 0-5 cm com a aplicação de fertilizante fosfatado. Rheinheimer (2000) observou que o SSD não alterou o conteúdo de P microbiano em Latossolo bastante argiloso quando comparado com o convencional, já num Latossolo menos argiloso e num Argissolo houve incremento em até 100% no conteúdo de P microbiano no SSD, mostrando esta fração ser dependente do teor de argila e óxidos, mas também da quantidade de microrganismos presentes no solo.

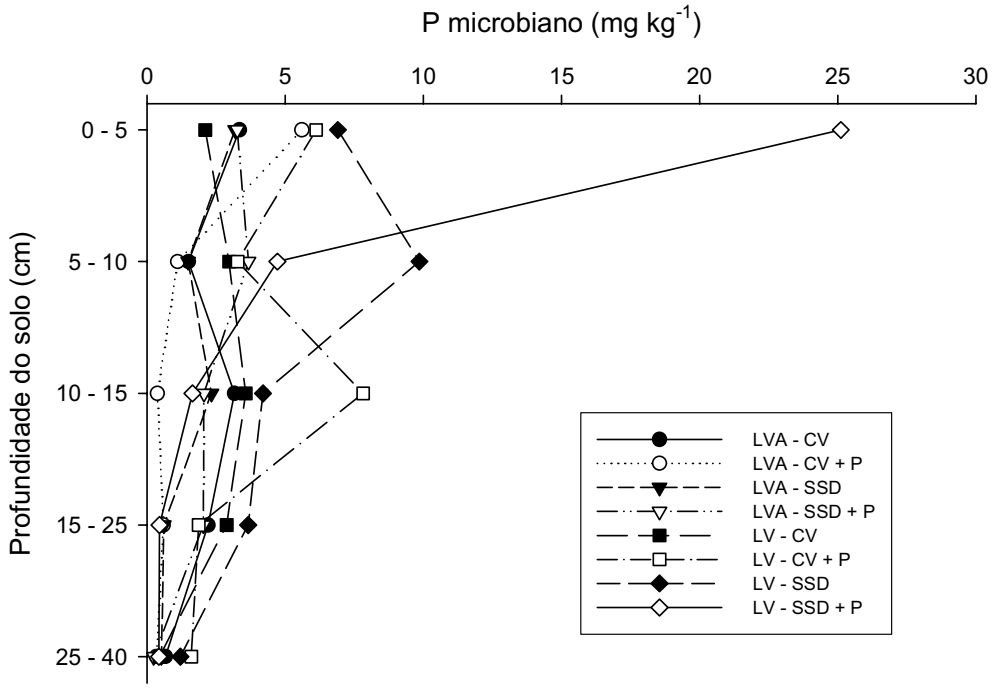

Figura 22. Fósforo microbiano nos solos com o manejo.

A mineralização bioquímica do fósforo orgânico do solo está ligada à atividade de um grupo de enzimas chamadas fosfatases, que promovem a liberação do nutriente de substâncias orgânicas sem degradá-las (Gatiboni, 2003). Os resultados obtidos neste estudo mostram que a atividade de fosfatases situou-se em uma faixa de 600 a 700 µg de *p*-nitrofenol h^{-1} g^{-1} solo (Figura 23), valores estes um pouco superiores aos 400 a 600 µg de *p*-nitrofenol h^{-1} g^{-1} solo obtidos por Gatiboni (2003) e Conte (2001). Foi observada uma tendência de maior atividade de fosfatases ácidas no SSD, em praticamente todas as profundidades e para os dois solos. Mas na média das profundidades, quando não fertilizado com fosfato os valores foram semelhantes, somente havendo vantagem no SSD quando fertilizado. Baligar et al. (1988) reportam que a atividade de fosfatases foi variável em profundidade em 14 solos americanos dos Estados de North Carolina, Tennessee e West Virginia. Na camada superficial a atividade de fosfatases foi superior que na subsuperfície em todos os solos, sendo que os valores na camada superficial variaram desde 303 até 3791 µg de *p*-nitrofenol h^{-1} g^{-1} solo. Os autores ainda citam que a atividade de fosfatases ácidas está

diretamente relacionada com o conteúdo de C e N no solo, e que os valores obtidos correlacionaram-se significativamente com esses elementos no solo.

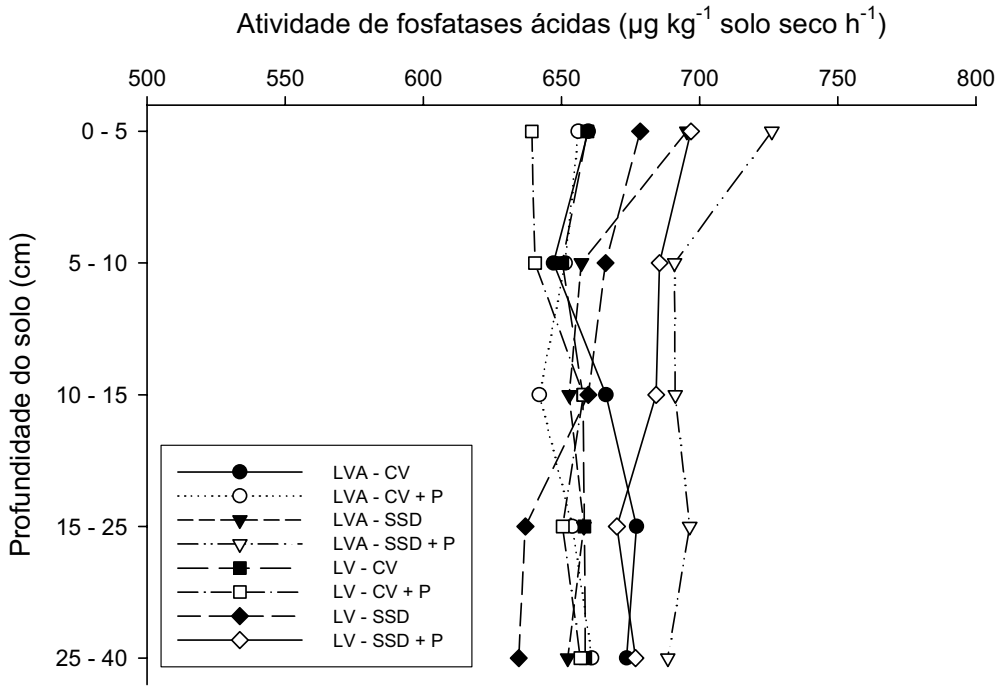

Figura 23. Fósforo como parte da atividade de fosfatases ácidas do solo.

6.3 TERCEIRO ESTUDO

6.3.1 P biodisponível e saturação de P no solo

O fósforo solúvel em água no solo é a fração prontamente disponível para absorção pelas plantas. Esta fração de P mostrou valores bastante semelhantes aos apresentados no estudo anterior com o extrator Mehlich-1 para os dois solos do Brasil (Tabela 30). No entanto, destaca-se que o sistema convencional apresentou valores superiores de P disponível extraível por água, para os dois solos brasileiros e para todas as profundidades avaliadas. Isso indica que o P está ficando em formas mais disponíveis no sistema convencional que no SSD, pois com o extrator Mehlich-1 não foi observado este

comportamento, assim como observado também para o extrator EDTA, apresentado a seguir. O solo Christiana (CR) apresentou valores bem superiores de P em água que os solos brasileiros, além disso, mostrou acréscimo considerável com a aplicação de esterco bovino, em todas as profundidades. Dao (2004) já havia observado que há um acréscimo significativo no P extraível por água com a aplicação de esterco, mas o autor também observou incremento no P total e P Mehlich-3. Isso poderá colocar em risco a qualidade das águas de superfície (Zhang et al., 2005; Sharpley et al., 1999), pois o potencial de perda de P e ocorrência de contaminação ambiental são diretamente relacionados com a elevação do nível de P em formas lábeis no solo.

Tabela 30. Fósforo solúvel em água nos solos do Brasil e Christiana.

Solo e manejo	Profundidade do solo (cm)					
	0 - 5	**5 - 10**	**10 - 15**	**15 - 25**	**25 - 40**	**Média**
	---------- mg de P kg^{-1} de solo ----------					
LVA - CV	7,1	7,3	6,7	4,7	5,5	6,3
LVA - SSD	5,3	4,8	4,0	3,7	3,6	4,3
LV - CV	9,8	10,3	12,1	7,4	7,5	9,6
LV - SSD	7,4	7,5	6,3	4,7	3,5	5,9
CR - 2X	29,9	20,4	14,6	11,0	8,1	16,8
CR - 0X	16,5	13,5	11,7	9,1	6,9	11,6
Média	12,7 A**	10,6 B	9,4 B	6,8 C	5,9 C	
DMS*	4,7	2,7	3,3	3,1	2,2	2,6

* Diferença mínima significativa na coluna a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
** Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste t (LSD).

Os níveis de P extraídos com ligante orgânico EDTA 0,005 mol L^{-1} não foram alterados consideravelmente nos solos brasileiros quando comparados com os níveis em água (Tabela 31). No entanto, para o solo americano CR houve um incremento médio de 6,9 e 6,2 vezes o valor obtido com água, para os solo com e sem esterco, respectivamente. Isso representa bastante, pois em valores absolutos apresentou 196,6 mg kg^{-1} de P disponível com a aplicação de esterco e na camada de 0-5 cm, o que caracteriza um alto potencial de perda, por exceder a necessidade para o suficiente suprimento às culturas. Este valor de P representa 22% do total de P do solo. Já para os solos brasileiros a fração EDTA representa 1,9 e 2,1% do total de P presente na camada superficial no SSD, para os solos LVA e LV, respectivamente. Estes dados estão de acordo com os apresentados por Dao (2004) para

o mesmo solo americano CR avaliado aqui neste experimento, nos quais as frações extraídas por ligantes orgânicos representaram de 22,0 a 40,8% do P total do solo.

Tabela 31. Fósforo solúvel em EDTA 0,005 mol L^{-1} nos solos do Brasil e Christiana.

Solo e manejo	Profundidade do solo (cm)					
	0 - 5	**5 - 10**	**10 - 15**	**15 - 25**	**25 - 40**	**Média**
	---------- mg de P kg^{-1} de solo ----------					
LVA - CV	8,6	8,3	7,3	4,4	4,6	6,7
LVA - SSD	9,4	5,4	4,2	3,5	3,3	5,2
LV - CV	10,4	11,3	13,4	6,9	6,4	10,1
LV - SSD	13,9	14,4	10,3	6,2	3,9	9,7
CR - 2X	196,6	160,8	123,5	87,2	14,0	116,4
CR - 0X	90,8	98,6	92,4	71,8	7,2	72,1
Média	55,0 A**	49,8 AB	42,2 B	30,0 C	6,6 D	
DMS*	43,5	22,1	26,2	28,1	4,9	21,5

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
** Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste t (LSD).

A fração de P determinada após a adição de enzima fitase no mesmo extrato de EDTA e agitação por 16-18h, representa o que é conhecido como a fração bioativa de P no solo - PHP (Dao, 2004). Esta é composta das frações de P inorgânico e orgânico que foram extraídas pelo EDTA, mas a fração orgânica não foi medida anteriormente pelo método Molibdato-ácido ascórbico (Murphy & Riley, 1962) por estar ainda em formas complexadas orgânicas. A fitase age na degradação dessa fração orgânica para formas inorgânicas, permitindo assim a mensuração.

Houve um importante aumento na extração com EDTA após a adição de fitase, especialmente nas camadas superficiais, mas cada solo se comportou de maneira diferente (Tabela 32). No solo LVA o incremento no PHP foi mais expressivo até 15 cm de profundidade, quando comparado com a fração somente EDTA, com incremento médio de 72% até esta profundidade, mas os valores finais não foram tão altos devido a baixa labilidade de P neste solo. Para o solo LV houve incremento no PHP até 25 cm, quando comparado com a fração EDTA. Na média de todas as profundidades o incremento no P após fitase no solo LV foi de 183 e 220% para o convencional e SSD, respectivamente, chegando a valores de 61,7 mg kg^{-1} no SSD. No solo CR também houve incremento significativo no PHP quando comparado com a fração EDTA, com destaque também até 25 cm, mas em valores relativos os

incrementos médios foram de 67 e 85% para o solo com aplicação de esterco e sem aplicação, respectivamente. No entanto, em termos absolutos, os valores de PHP chegaram a 352,0 mg kg^{-1} de P na camada superficial do solo com aplicação de esterco, isso representa um potencial enorme de contaminação para o ambiente (Sharpley et al., 1999).

Tabela 32. Fósforo bioativo (PHP) nos solos do Brasil e Christiana.

Solo e manejo	Profundidade do solo (cm)					
	0 - 5	**5 - 10**	**10 - 15**	**15 - 25**	**25 - 40**	**Média**
	---------- mg de P kg^{-1} de solo ----------					
LVA - CV	14,6	13,3	11,6	2,4	1,6	8,7
LVA - SSD	16,4	10,8	8,0	5,6	3,6	8,9
LV - CV	33,2	35,7	51,4	13,5	6,7	30,9
LV - SSD	33,5	61,7	36,6	16,5	6,6	31,0
CR - 2X	352,0	272,8	190,5	139,3	15,8	194,1
CR - 0X	186,8	181,8	167,9	123,3	7,1	133,4
Média	106,1 A**	96,0 AB	80,0 B	50,1 C	6,9 D	
DMS*	66,1	32,6	46,4	54,4	6,1	39,6

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
** Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste t (LSD).

O fósforo total nestes três solos mostrou que a diferença não é tão expressiva entre eles como foi apresentado na fração disponível, ou seja, nos solos brasileiros o P total também é relativamente alto (Tabela 33), mas sua disponibilidade é baixa devido a constituição do solo, com altos teores de argila e oxi-hidróxidos de Fe e Al. Como exemplo, considerando somente a camada superficial (0-5 cm), no solo LVA a fração PHP corresponde a 2,8 e 3,4% do P total do solo, no convencional e SSD, respectivamente. No solo LV a mesma fração PHP corresponde a 5,5 e 4,9% para o convencional e SSD, respectivamente. Já para o solo CR a fração PHP corresponde a 38,7 e 23,1% do P total, com e sem aplicação de esterco, respectivamente. Valores semelhantes foram obtidos por Dao (2004) no mesmo solo CR com aplicação de esterco, com valores de até 40% do P total na forma denominada PHP. Esses valores demonstram o potencial de contaminação das águas superficiais, como mencionado anteriormente.

Tabela 33. Fósforo total após digestão com HNO_3 + HCl + H_2SO_4 nos solos do Brasil e Christiana.

Solo e manejo	Profundidade do solo (cm)					
	0 - 5	**5 - 10**	**10 - 15**	**15 - 25**	**25 - 40**	**Média**
	---------- mg de P kg^{-1} de solo ----------					
LVA - CV	513	529	457	281	235	403
LVA - SSD	486	446	397	357	246	386
LV - CV	607	668	645	488	415	565
LV - SSD	678	699	646	505	438	593
CR - 2X	909	802	730	602	353	679
CR - 0X	805	761	684	654	373	655
Média	666 A**	651 A	593 B	481 C	343 D	
DMS*	85	109	84	76	55	89

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
** Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste t (LSD).

Valores altos de P total na camada superficial do solo no SSD foram observados por Rheinheimer (2000), quando comparado com o sistema convencional. E isso pode ocasionar um enriquecimento em P na água que sai deste sistema, em formas disponíveis, favorecendo a eutroficação de águas superficiais. Este efeito seria potencializado em solos com menores quantidades de sítios de adsorção de fosfatos, como é o caso do solo CR no presente trabalho, pois o esse solo apresenta alta disponibilidade de P e baixa capacidade de adsorção, quando comparado com os solos do cerrado brasileiro

Para os solos brasileiros, o fósforo extraído por Mehlich-3 mostrou o mesmo comportamento observado para o extrator Mehlich-1, apresentado no estudo dois, apenas com valores levemente superiores (Tabela 34). No solo LVA não houve diferença entre os sistemas de manejo, com média das profundidades muito semelhante entre os manejos. No solo LV também não houve diferença significativa entre os sistemas de manejo, apenas destaca-se que na camada 5-10 cm o SSD se destacou com maior disponibilidade, e na média das profundidades o SSD foi relativamente superior ao convencional. No geral, a variação entre os solos foi significativa, com valores bem superiores no solo americano CR. Dentro do solo CR destaca-se que a adição de esterco bovino (2X) promoveu um incremento substancial na disponibilidade de P em todas as profundidades, mas deve-se levar em conta que este é um solo de textura mais grosseira (mais silte e areia) e que a mobilidade e disponibilidade do fósforo é facilitada, quando comparado com os solos argilosos do Brasil. Em valores absolutos, o valor de 138 mg de P disponível kg^{-1} de solo no CR na camada 0-5 cm reforça a

afirmativa de muitos autores que estes solos tem problemas com contaminação do lençol freático, pois este níveis são muito superiores às necessidades das culturas, e portanto, estão suscetíveis ao deslocamento tanto superficial como em profundidade no solo.

Tabela 34. Fósforo extraível por Mehlich-3 nos solos do Brasil e Christiana.

Solo e manejo	Profundidade do solo (cm)					
	0 - 5	**5 - 10**	**10 - 15**	**15 - 25**	**25 - 40**	**Média**
	---------- mg de P kg^{-1} de solo ----------					
LVA - CV	12,2	13,1	10,6	1,7	0,8	7,7
LVA - SSD	13,1	10,5	7,2	4,0	1,0	7,2
LV - CV	17,6	19,1	21,3	8,8	2,1	13,8
LV - SSD	15,5	29,1	23,4	12,9	3,7	16,9
CR - 2X	138,0	103,0	74,0	42,6	10,4	73,6
CR - 0X	65,7	61,0	54,1	36,9	7,3	45,0
Média	43,7 A**	39,3 A	31,8 B	17,8 C	4,2 D	
DMS*	21,4	14,3	16,3	15,0	3,9	14,6

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
** Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste t (LSD).

A percentagem de P extraída por Mehlich-3 em relação ao P total do solo variou de 0,3 a 2,7% para o solo LVA, 0,5 a 4,1% para o solo LV e 2,5 a 11,6% para o solo CR, sempre com valores inferiores nas camadas mais profundas. Allen & Mallarino (2006) citam valores variando entre 2,8 e 12,4% de P Mehlich-3 em relação ao P total em 11 solos de Iowa utilizados para aplicação de esterco animal, valores muito próximos aos obtidos no solo CR neste trabalho. Sharpley et al. (2004) mostraram incremento expressivo no P Mehlich-3 com a aplicação de esterco em 20 solos de três estados dos EUA, representado 1 a 13% do P total quando não fertilizado e 10 a 42% do P total quando fertilizado com esterco, com pico de até 2840 mg kg^{-1} de P disponível em um dos solos avaliados. Por outro lado, nos solos do Brasil a percentagem foi baixa, devido as características intrínsecas do solo, com alto potencial de adsorção de P e maior energia na adsorção.

Focando mais nos dados dos solos brasileiros, pode-se observar que a quantidade de P na forma disponível, mensurada por vários extratores (água, resina, bicarbonato, Mehlich-1, Mehlich-3, EDTA) ou também a fração considerada bioativa (PHP), representam uma parte muito pequena do P total do solo. Isso é explicado pelo alto teor de argila e pela alta quantidade de Fe e Al presente nestes solos, como mostrado nos dados deste

estudo e do estudo dois. Esses argilominerais e óxidos agem na complexação do fósforo adicionado via fertilizante, mantendo a fração disponível relativamente baixa. O sistema de semeadura direta não parece ter conseguido modificar a forma com que o P se apresenta no solo, pois não foi detectada diferença expressiva nestas frações disponíveis após 10 anos ou mais de adoção do SSD.

É de conhecimento que os oxi-hidróxidos de Fe e Al tem alto potencial de adsorção de P no solo, por isso seus níveis em formas consideradas livres são grande contribuidores para a adsorção/precipitação de P proveniente dos fertilizantes. O ferro no solo extraído por Mehlich-3 mostrou ser relativamente baixo nos solos brasileiros, quando comparado com o solo dos EUA (Tabela 35). No entanto, este extrator somente extrai formas relativamente livres, e grande parte do Fe em solos brasileiros está fazendo parte dos argilominerais que compõem a fração argila do solo, portanto não está representado nesta fração aqui apresentada. O sistema de semeadura direta parece ter aumentado os teores de Fe extraído por Mehlich-3 nos solos brasileiros. No solo CR, a aplicação de esterco bovino ocasionou acréscimo significativo nesta fração de Fe.

Tabela 35. Ferro extraível por Mehlich-3 nos solos do Brasil e Christiana.

Solo e manejo	**Profundidade do solo (cm)**					
	0 - 5	**5 - 10**	**10 - 15**	**15 - 25**	**25 - 40**	**Média**
	---------- mg de P kg^{-1} de solo ----------					
LVA - CV	48,4	52,6	51,6	46,3	30,6	45,9
LVA - SSD	53,9	58,8	67,4	61,8	40,9	56,6
LV - CV	54,9	50,6	73,3	63,7	39,9	56,5
LV - SSD	64,4	76,9	93,0	77,4	36,1	69,5
CR - 2X	285,2	237,4	202,8	143,3	58,2	185,4
CR - 0X	197,5	164,0	141,3	113,7	55,3	134,3
Média	117,4 A**	106,7 A	104,9 A	84,4 B	43,5 C	
DMS*	36,7	38,6	48,9	39,6	22,0	28,9

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
** Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste t (LSD).

Os valores de Al liberados pelo extrator Mehlich-3 mostraram ser bem superiores ao Fe extraído com o mesmo extrator, ocorrendo uma inversão nos valores, ou seja, o Fe foi superior no solo CR em relação aos solos brasileiros, já o Al foi superior nos solos brasileiros em relação ao CR (Tabela 36). No solo CR não foi observada a interferência da

aplicação de esterco no Al extraído por Mehlich-3. Já para os dois solos brasileiros foi observado efeito do sistema de manejo, sendo que na camada de 0-5 cm os valores de Al foram superiores no convencional, enquanto que para as demais camadas o SSD apresentou os maiores valores. A redução do Al na camada superficial no SSD é mencionada por vários autores como resultado da acumulação de matéria orgânica e complexação do Al com compostos orgânicos.

Tabela 36. Alumínio extraível por Mehlich-3 nos solos do Brasil e Christiana.

Solo e manejo	Profundidade do solo (cm)					
	0 - 5	**5 - 10**	**10 - 15**	**15 - 25**	**25 - 40**	**Média**
	---------- mg de P kg^{-1} de solo ----------					
LVA - CV	807	809	818	844	917	839
LVA - SSD	668	885	993	984	975	901
LV - CV	859	787	992	1041	1040	970
LV - SSD	689	865	1101	1129	1065	970
CR - 2X	463	481	490	485	549	493
CR - 0X	482	474	478	435	601	494
Média	661 D**	717 C	812 B	820 B	880 A	
DMS*	153	179	112	155	114	87

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
** Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste t (LSD).

A contaminação do lençol freático por fósforo pode ser um problema grave em áreas agrícolas. De acordo com Zhang et al. (2005), muitas áreas apresentam níveis de P bem superiores ao requerimento mínimo pelas culturas, especialmente em países desenvolvidos como os EUA e grande parte da Europa, como resultado de longos períodos de aplicação de esterco de origem animal. Neste caso, é preciso estudar o destino deste P no ambiente. Uma das ferramentas citadas pelos autores para estimar o que ocorre com o P no solo e o índice de saturação de P (PSI).

Nos três solos avaliados o PSI mostrou ser afetado pela profundidade do solo, pois na camada superficial o valor foi maior e diminuiu gradativamente nas camadas mais profundas (Tabela 37). Essa redução gradativa com a profundidade é diretamente relacionada com a quantidade disponível de P por Mehlich-3, pois os três solos não mostraram grande variação na quantidade de Al, com pequeno acréscimo para as camadas mais profundas (Tabela 36), e mostraram variação relativamente baixa na quantidade de Fe, com valores reduzindo em profundidade (Tabela 35).

Tabela 37. Índice de saturação de fósforo (PSI) determinado por Mehlich-3 nos solos do Brasil e Christiana.

Solo e manejo	Profundidade do solo (cm)					
	0 - 5	**5 - 10**	**10 - 15**	**15 - 25**	**25 - 40**	**Média**
	---------- % ----------					
LVA - CV	1,42	1,54	1,21	0,19	0,08	0,90
LVA - SSD	1,81	1,11	0,68	0,38	0,10	0,82
LV - CV	1,93	2,32	2,05	0,78	0,20	1,46
LV - SSD	2,11	3,05	1,97	1,06	0,34	1,71
CR - 2X	18,56	14,36	10,60	6,61	1,63	10,35
CR - 0X	9,78	9,60	8,73	6,72	1,15	7,19
Média	5,93 A**	5,33 A	4,20 B	2,62 C	0,58 D	
DMS*	3,05	1,89	1,99	1,85	0,42	1,96

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
** Médias com a mesma letra não diferem entre si pelo teste t (LSD).

Para os solos do Brasil, o comportamento do PSI foi distinto nas três primeiras camadas (0-5, 5-10 e 10-15 cm) com relação às demais. Para o solo LVA o valor de PSI variou de 0,68 a 1,81% nas três camadas superficiais, com valor relativamente constante para o sistema convencional e redução gradativa em profundidade para o SSD (Tabela 37). Nas demais camadas os valores foram baixos, de 0,10 a 0,38%. Para o solo LV o PSI variou de 1,93 a 3,05% nas três camadas superficiais, com valores relativamente constantes para os dois sistemas de manejo. Nas demais profundidades os valores variaram de 0,20 a 1,06%. Esses valores de PSI para os solos do Brasil são considerados baixos quando comparados com valores apresentados por Zhang et al. (2005) para 28 solos americanos do estado de Oklahoma, cujos valores variaram de 1,6 a 26%, com média de 3,9%. Já no solo americano CR os valores de PSI foram expressivamente maiores, com pico de 18,56% na camada superficial com aplicação de esterco, reduzindo gradativamente até 1,63% neste mesmo tratamento até a camada mais profunda, enquanto que sem aplicação de esterco os valores se mantiveram em torno de 9,00% nas três camadas superficiais, e reduziram somente nas duas camadas mais profundas.

Dados apresentados por Allen & Mallarino (2006) reportam o incremento da disponibilidade de P e da saturação PSI em 11 solos americanos do Estado de Iowa com aplicação de esterco suíno e de aves ao longo de 20 anos. Os valores de PSI

apresentados pelos autores variam de menos de 1% até próximos a 18%, enfatizando que a alta saturação pode favorecer a contaminação de águas superficiais.

6.3.2 Capacidade de adsorção de P no solo

Os resultados de capacidade máxima de adsorção de P no solo (CMAP) foram distintos entre os três solos avaliados (Figura 24 e 25). No solo LVA a máxima adsorção de P chegou a valores de 1200 mg kg^{-1} de solo, mas ainda não atingiu o pico máximo na curva de ajuste, mostrando ter potencial para ainda maior adsorção, portanto, não foi atingida a CMAP neste solo com as concentrações utilizadas e o tempo de agitação, pela curva de ajuste a máxima adsorção seria obtida com concentração de 240 mg L^{-1} de P. No solo LV a CMAP situou-se em torno de 800 mg kg^{-1} de solo este valor parece já ter atingido o equilíbrio na curva de adsorção, portanto pode ser considerado realmente a CMAP. No solo CR a CMAP foi atingida com valores menores de concentrações de P em solução que nos solos do Brasil, situando-se em torno de 200 mg kg^{-1} de solo. Ressalta-se aqui que no solo CR a disponibilidade de P era bem maior e o teor de argila e óxidos neste solo era bem menores que nos solos brasileiros, por isso da menor CMAP. Estes valores foram obtidos para a camada de 0-5 cm de solo e em nenhum dos solos foi incluído o P já presente no solo no cálculo da CMAP, e isso pode afetar bastante o valor final, principalmente no caso do solo CR, no qual a disponibilidade de P era alta.

Resultados apresentados por Rheinheimer (2000) também mostraram que o teor de argila e óxidos influenciam fortemente a capacidade de adsorção de P nos solos. Para um solo Latossolo Vermelho muito argiloso (680 g kg^{-1} de argila) a CMAP média para a camada da superfície até 17,5 cm foi de 1130 mg kg^{-1} de solo, não havendo grande variação em profundidade. Em outro solo Latossolo Vermelho um pouco menos argiloso (580 g kg^{-1} de argila) a CMAP variou de 915 mg kg^{-1} de solo na camada 0-2,5 cm para 1075 mg kg^{-1} de solo na camada de 7,5-17,5 cm. Já num Argissolo Vermelho com baixo teor de argila (220 g kg^{-1} de argila) a CMAP foi muito inferior aos dois solos citados anteriormente, com valores de 338 mg kg^{-1} de solo na camada 0-2,5 cm até 448 mg kg^{-1} de solo na camada 7,5-17,5 cm. Nos três solos avaliados o autor observou superioridade na CMAP no SSD em relação ao convencional, embora em alguns casos não tenha sido significativa.

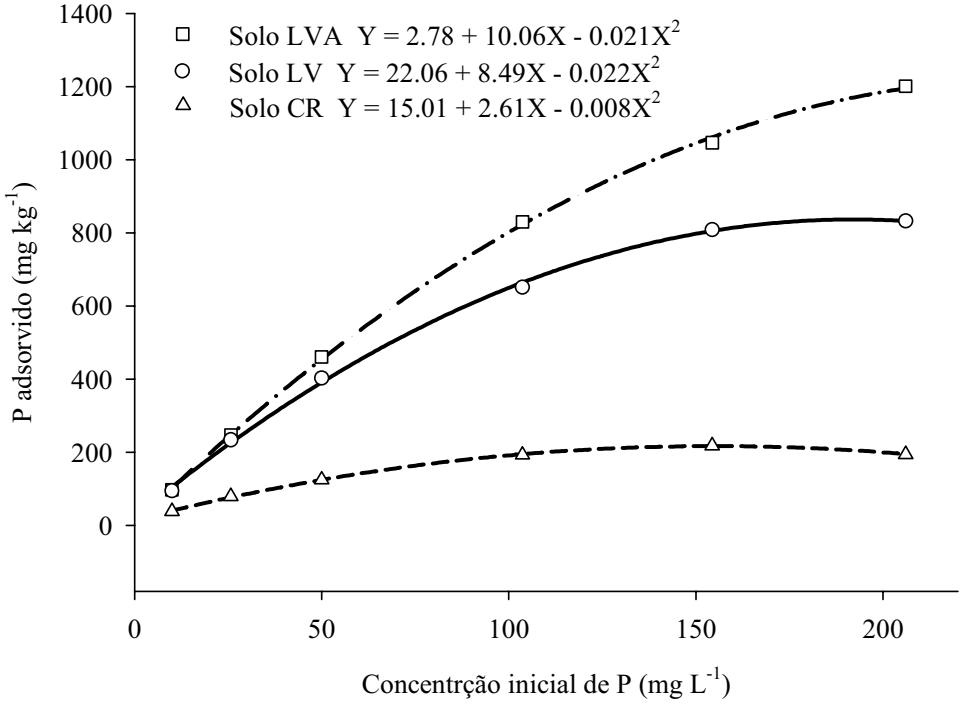

Figura 24. Adsorção de fósforo nos solos do Brasil (LVA e LV) e no solo Christiana, com 48 horas de agitação.

Os valores de adsorção máxima de P (S) em função da concentração inicial em solução (Ce) apresentados na figura 25 apenas reforçam o que já foi dito sobre a figura 24. Ou seja, que a CMAP para os três solos avaliados situa-se em torno de 1200, 800 e 200 mg kg^{-1} de solo, para o solos LVA, LV e CR, respectivamente, sendo que no solo LVA a adsorção ainda não atingiu o pico máximo, podendo o valor ser maior para este solo. Anghinoni et al. (1996) reportaram que a adsorção de P nos solos da região dos Apalaches nos EUA é bastante alta, com valores de CMAP segundo o modelo de Langmuir, variando de 758 a 3378 mg kg^{-1} de solo, dentro desses limites também estão os solos do Brasil, estimados no presente trabalho.

Varinderpal et al. (2006) reportam que em solos da India a capacidade de adsorção de P é relativamente baixa quando comparada com solos do Brasil, pois em solo não fertilizado por 20 anos a CMAP atingiu valores em torno de 170 mg kg^{-1}, e quando foi fertilizado de acordo com a recomendação para cada cultura, a CMAP foi reduzida para em

torno de 110 mg kg^{-1} de solo. No entanto, os autores não reportam o teor de argila e óxidos presentes naqueles solos. Os valores de CMAP reportados nos solos da India são bem parecidos com o valor de CMAP observados para o solo CR neste trabalho. Varinderpal et al. (2006) ainda ressaltam que a dessorção de P observada após a adsorção foi maior quando houve maior adsorção, mas a máxima dessorção foi de apenas 15,3% em solo fertilizado e 5,9% em solo não fertilizado.

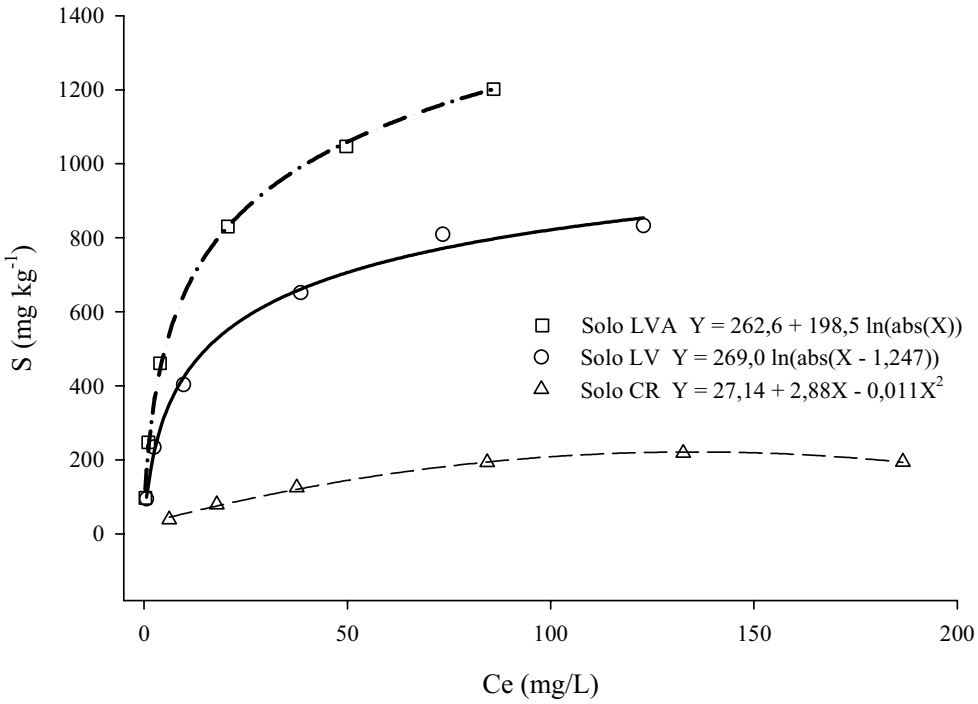

Figura 25. Adsorção máxima de P (S) em relação a concentração de equilíbrio em solução (Ce), nos solos do Brasil (LVA e LV) e no solo Christiana, com 48 horas de agitação.

De acordo com a as isotermas ajustadas pelo modelo de adsorção de Langmuir, com coeficiente de determinação superior a 99% para os três solos, as equações ajustadas para cálculo de adsorção máxima foram Y=0,0248X + 0,0051; Y=0,035X + 0,0098 e Y=0,1056X + 0,1567 para os solos LVA e LV e CR, respectivamente (Figura 26). Com valores do parâmetro b iguais a 40,32; 28,57 e 9,47, e valores de K iguais a 4,86; 3,57 e 0,67, respectivamente, para os três solos. A redução no valor do K representa menor afinidade do solo para adsorção de fósforo. Sato & Comerford (2005), em experimento realizado com

Argissolo Vermelho da Bahia apresentando 25% de argila, a maioria na forma de caulinita, estimaram valores de b entre 169,0 e 192,1, e valores de K entre 1,69 e 0,98 para o modelo de Langmuir, cuja variação foi decorrente do valor de pH do solo, que foi de 4,7 a 7,0.

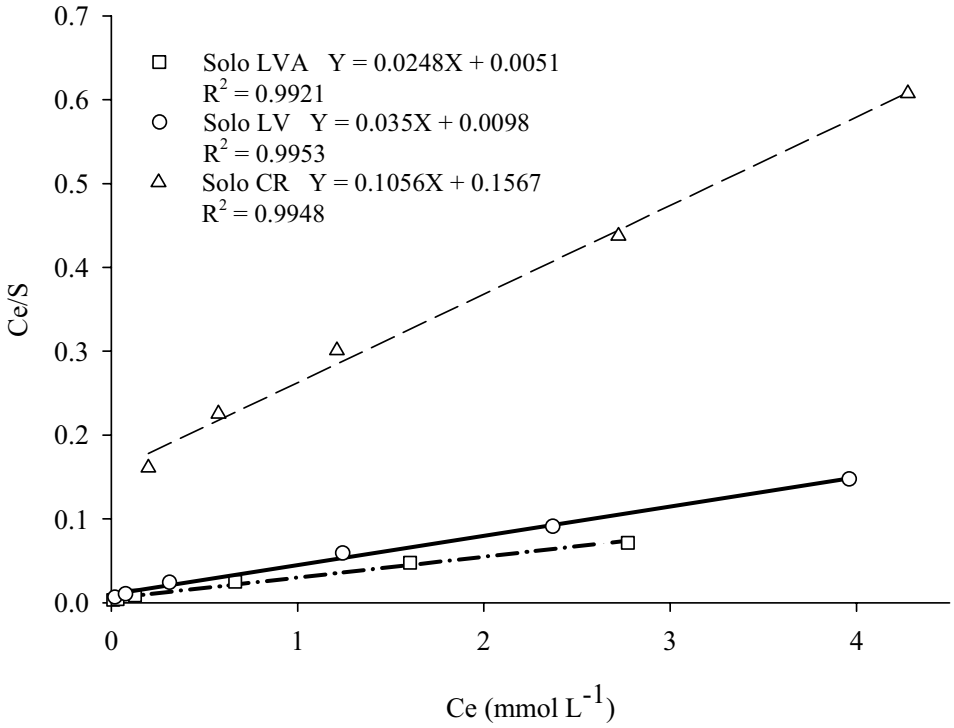

Figura 26. Modelo de adsorção de Langmuir, nos solos do Brasil (LVA e LV) e solo Christiana.

6.3.3 Experimento com extratos de esterco bovino e ácidos orgânicos

Compostos orgânicos presentes nos resíduos de animais podem competir com fósforo pelos sítios de adsorção de ânions, mantendo o íon fosfato em formas mais disponíveis no solo. O mesmo resultado é esperado com a aplicação de ácidos orgânicos de baixa massa molecular, como cítrico e málico, que possuem grande número de grupos carboxílicos que podem atuar na complexação de sítios ávidos por adsorver ânions no solo (Fiorucci et al., 2002). O experimento apresentado aqui com este objetivo mostrou que a ação de compostos orgânicos nem sempre é eficaz na competição por adsorção no solo. O fósforo

no solo extraível com água mostrou que nos solos argilosos do Brasil os compostos orgânicos não conseguiram deixar mais P disponível nesta fração (Tabela 38), principalmente no solo LV onde houve até redução da disponibilidade com a aplicação de estercos e ácidos orgânicos sintéticos. No solo LVA houve pequeno acréscimo na disponibilidade com os estercos e também com os AO sintéticos. No solo CR a resposta foi mais significativa, aumentando em até 9,0 mg kg^{-1} a disponibilidade de P no solo, extraído por água.

Tabela 38. Fósforo solúvel em água após incubação de compostos orgânicos em solos do Brasil (LVA e LV) e solo Christiana.

Tratamento	**Solo**			
	LVA	**LV**	**Christiana**	**Média**
	---------- mg de P kg^{-1} de solo ----------			
Est. incub. 3 semanas	6,75	4,42	24,24	11,80
Est. incub. 2 semanas	5,15	4,19	21,81	10,38
Est. incub. 1 semana	5,23	4,33	18,52	9,36
Esterco fresco	4,89	4,73	21,07	10,23
Ácido cítrico	5,66	5,54	19,03	10,08
Ácido málico	5,40	5,17	18,71	9,76
Testemunha	4,68	5,40	16,11	8,73
Média	5,40	4,83	19,93	
DMS*	1,95	ns	ns	ns

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
ns Não significativo pelo teste F.

Estudando o efeito de extratos de plantas e também de compostos orgânicos extraídos de esterco bovino e de aves, Ohno & Crannell (1996) mostraram que a inibição da adsorção de P aumenta com o aumento da concentração de composto orgânico presente. No entanto, os compostos orgânicos extraídos de esterco não foram eficientes na inibição da adsorção de P, e isso é explicado pela massa molecular dos compostos orgânicos dos estercos bovino e de aves, que era muito maior que a massa molecular dos compostos orgânicos dos extratos de plantas. Isso explica os resultados obtidos neste experimento, onde o efeito dos compostos do esterco foram quase que insignificantes na solubilidade de P no solo. Os autores também observaram que aumentando a quantidade de extratos de plantas, também aumentava a concentração de Al livre em solução, também não havendo efeito dos extratos de esterco no Al do solo. Os mesmos autores ainda sugerem que os compostos orgânicos de

plantas inibem a adsorção de P pela complexação com Al nos sítios de troca do solo, e liberação o Al complexado para a solução.

A quantidade de P disponível extraída pelo EDTA sofreu pequena alteração nos solos brasileiros com a incubação, com o mesmo comportamento já observado para a fração extraída por água (Tabela 39). No solo LVA houve pequeno acréscimo e no solo LV praticamente não houve mudança na disponibilidade de P com a aplicação dos estercos e dos AO. No solo CR houve um leve incremento nesta fração de P com os compostos orgânicos, com especial destaque para os AO sintéticos, cítrico e málico. Resultados inferiores de P extraível por EDTA foram apresentados por Dao (2004) com o mesmo solo CR, no entanto o autor usou concentração de ligante EDTA menor, de 0,0005 mol L^{-1}, o que ocasionou liberação de em torno de 50% do valor observado neste trabalho.

Tabela 39. Fósforo extraível por EDTA 0,005 mol L^{-1} após incubação de compostos orgânicos em solos do Brasil (LVA e LV) e solo Christiana.

Tratamento	**Solo**			
	LVA	**LV**	**Christiana**	**Média**
	---------- mg de P kg^{-1} de solo ----------			
Est. incub. 3 semanas	8,42	8,03	131,01	49,16
Est. incub. 2 semanas	9,31	8,10	133,58	50,33
Est. incub. 1 semana	8,82	8,42	129,76	49,00
Esterco fresco	8,53	7,47	135,11	50,37
Ácido cítrico	7,90	9,05	145,81	54,26
Ácido málico	7,90	8,41	138,89	51,73
Testemunha	7,76	8,37	127,09	47,74
Média	8,38	8,26	134,47	
DMS*	ns	ns	ns	ns

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

A fração de P extraída após adição de fitase (PHP) mostrou ser mais influenciada pelos compostos orgânicos aplicados ao solo, ocasionando aumento no P orgânico disponível após a aplicação dos compostos, mas os resultados não foram significativos. Nos solos do Brasil o incremento nos valores foi baixo, em torno de 2,0 mg kg^{-1} nos tratamentos quando comparado com a testemunha, isso quando houve incremento (Tabela 40), mostrando que nestes solos a disponibilidade de P não é controlada por P em formas orgânicas. Já no solo CR houve aumento considerável nesta fração, especialmente com a

aplicação dos extratos originários do esterco, embora não tenha sido significativo estatisticamente. O incremento no solo CR foi de até 50 mg de P kg^{-1} de solo com o esterco incubado por uma e duas semanas, também apresentando incremento com os AO sintéticos. Essa fração PHP originalmente representava em torno de 28% do P total do solo CR, com a aplicação dos compostos orgânicos, principalmente aqueles originários do esterco bovino incubado uma e duas semanas, houve incremento para 34,8% do P total nesta fração. Dao (2004) mostra que a fração PHP pode representar até 40,8% do P total no solo CR. Não há dados em literatura sobre a ação de fitases na extração de P em solos do Brasil.

Tabela 40. Fósforo bioativo no solo (PHP), extraível por EDTA mais fitase, após incubação de compostos orgânicos em solos do Brasil (LVA e LV) e solo Christiana.

Tratamento	**Solo**			
	LVA	**LV**	**Christiana**	**Média**
	---------- mg de P kg^{-1} de solo ----------			
Ext. esterco 3 semanas	13,89	20,69	257,21	97,27
Ext. esterco 2 semanas	12,94	20,92	279,73	104,53
Ext. esterco 1 semanas	13,19	22,80	280,42	105,47
Extrato esterco fresco	12,51	20,54	265,19	99,42
Ácido cítrico	11,55	21,09	238,57	90,41
Ácido málico	12,32	21,04	219,91	84,42
Testemunha	11,51	20,00	213,26	81,59
Média	12,56	21,01	250,62	
DMS*	ns	ns	ns	ns

* Diferença mínima significativa a 5% de probabilidade de erro, pelo teste t (LSD).
[ns] Não significativo pelo teste F.

7. CONCLUSÕES

Os extratos de plantas propiciaram aumento na disponibilidade de fósforo somente na superfície do solo (0-5 cm), especialmente nas frações lábeis. O nabo forrageiro, com grande quantidade de ácido málico e também alta concentração de fósforo no tecido, foi a cultura mais eficiente na disponibilização de P no solo.

Na presença dos extratos, a disponibilidade de potássio aumentou nas camadas superficiais, já a disponibilidade de cálcio e magnésio mantiveram-se constantes, embora houvesse alta quantidade destes nutrientes no extrato aplicado.

A aplicação de fertilizante fosfatado aumentou as frações inorgânicas de fósforo tanto lábeis como moderadamente lábeis, no solo Argissolo Vermelho Amarelo, e esse aumento foi considerável até a camada de 10-15 cm.

O sistema de semeadura direta em solos do cerrado proporcionou aumento de pH, matéria orgânica e disponibilidade de alguns nutrientes como Ca e Mg, na camada superficial. Não foi observada diferença na disponibilidade de P e K entre o sistema convencional e semeadura direta.

Grande parte do fosfato aplicado via fertilizante foi adsorvido no solo e permaneceu em formas consideradas moderadamente lábeis, nos Latossolos do cerrado brasileiro.

A capacidade máxima de adsorção de fosfato observada para os solos LVA e LV do cerrado brasileiro foram de 1200 e 800 mg kg^{-1} de solo, respectivamente. Já para o solo Christiana dos EUA, essa CMAP não passou de 200 mg kg^{-1} de solo.

A fração bioativa de P, estimada com uso de fitase, mostrou ser um bom caminho pra estimar a disponibilidade de formas orgânicas de fósforo em solos com baixo teor de argila e óxidos, caso do solo americano. Já em solos do cerrado brasileiro, caracterizados por apresentarem baixos níveis de matéria orgânica e baixos níveis de fósforo em formas orgânicas lábeis, essa fração não foi representativa.

O uso de compostos orgânicos, tanto sintéticos como de origem animal, foi pouco efetivo no aumento da disponibilidade de P em solos do cerrado brasileiro.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFIF, E.; BARRÓN, V.; TORRENT, J. Organic matter delays but does not prevent phosphate sorption by cerrado soils from Brazil. **Soil Science**, v.159, p.207-211, 1995.

ALLEN, B.L.; MALLARINO, A.P. Relationships between extractable soil phosphorus and phosphorus saturation after long-term fertilizer or manure application. **Soil Science Society of America Journal,** v.70, p.454-463, 2006.

ALMEIDA, J.A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas de fósforo e adsorção de fosfatos em latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo.** v.27, p.985-1002, 2003.

ALMEIDA, J.M.; BERTOL, I.; LEITE, D.; AMARAL, A.J.; ZOLDAN Jr., W.A. Propriedades químicas de um cambissolo húmico sob preparo convencional e semeadura direta após seis anos de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v.29, p.437-445, 2005.

AMARAL, A.S.; ANGHINONI, I.; DESCHAMPS, F.C. Resíduos de plantas de cobertura e mobilidade dos produtos da dissolução do calcário aplicado na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v.28, p.115-123, 2004.

ANDRADE, F.V.; MENDONÇA, E.S.; ALVAREZ, V.H.; NOVAIS, R.F. Adição de ácidos orgânicos e húmicos em latossolos e adsorção de fosfato. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v.27, p.1003-1011, 2003.

ANGHINONI, I.; BISSANI, C.A. Fósforo e adubos fosfatados. In: BISSANI, C.A.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J.; CAMARGO, F.A.O. (Org.). **Fertilidade dos solo e Manejo da Adubação de Culturas.** 1 ed. Porto Alegre, Genesis, v.1, 2004. p.117-138.

ANGHINONI, I.; BALIGAR, V.C.; WRIGHT, R.J. Phosphorus sorption isotherm characteristics and availability parameters of Appalachian acid soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis,** v.27, p.2033-2048, 1996.

ARAÚJO, M.S.B.; SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. Efeito de fertilizações fosfatadas anuais em solo cultivado com cana-de-açúcar. II. formas disponíveis e efeito residual do P acumulado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**,v.17, p.397-403, 1993.

ARAÚJO, M.S.B.; SALCEDO, I.H. Formas preferenciais de acumulação de fósforo em solos cultivados com cana-de-açúcar na região Nordeste. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v.21. p.643-650, 1997.

BALIGAR, V.C.; WRIGHT, R.J.; SMEDLEY, M.D. Acid phosphatase activity in soils of the Appalachian region. **Soil Science Society of America Journal,** v.52, p.1612-1616, 1988.

BARROW, N.J. The four laws of soil chemistry: the Leeper lecture 1998. **Australian Journal of Soil Science**, v.37, p.787-829, 1999.

BARROW, N.J.; BOLLAND, M.D.A.; ALLEN, D.G. Effect of previous additions of superphosphate on sorption of phosphate. **Australian Journal of Soil Research**, v.36, p.359-372, 1998.

BASAMBA, T.A.; BARRIOS, E.; AMEZQUITA, E.; RAO, I.M.; SINGH, B.R. Tillage effects on maize yield in a Colombian savanna oxisol: Soil organic matter and P fractions. **Soil & Tillage Research,** v.91, p.131-142, 2006.

BAYER, C. **Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos**. 1996. 241f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.

BELDROCK, C.N.; CHESHIRE, M.V.; SHAND, C.A. The involvement of iron and aluminum in the bonding of phosphorus to soil humic acid. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.28, p.961-971, 1997.

BUEHLER, S.; OBERSON, A.; RAO, I.M.; FRIESEN, D.K.; FROSSARD, E. Sequential phosphorus extraction of a ^{33}P-labeled Oxisol under contrasting agricultural systems. **Soil Science Society of America Journal,** v.66, p.868-877, 2002.

CHAPMAN, P.J.; EDWARDS, A.C.; SHAND, C.A. The phosphorus composition of soil solutions and soil leachates: Influence of soil:solution ratio. **European Journal of Soil Science,** v.48, p.697-710, 1997.

CIOTTA, M.N.; BAYER, C.; ERNANI, P.R.; FONTOURA, S.M.V.; ALBUQUERQUE, J.A.; WOBETO, C. Acidificação de um Latossolo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v.26, p.1055-1064, 2002.

CONDRON, L.M.; GOH, K.M.; NEWMAN, R.H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by ^{31}P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science,** 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.

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**, v.64, p.197-214, 1995.

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

DAO, T.H. Ligands and phytase hydrolysis of organic phophorus in soils amended with dairy manure. **Agronomy Journal,** v.96, p.1188-1195, 2004.

DAROUB, S.H.; PIERCE, F.J.; ELLIS, B.G. Phosphorus fractions and fate of phosphorus-33 in soils under plowing and no-tillage. **Soil Science Society of America Journal,** v.64, p.170-176, 2000.

DOBERMANN, A.; GEORGE, T.; THEVS, N. Phosphorus fertilizer effects on soil phosphorus pools in acid upland soils. **Soil Science Society of America Journal,** v.66, p.652-660, 2002.

DUFFERA, M.; ROBARGE, W.P. Characterization of organic and inorganic phosphorus in the highland plateau soils of Ethiopia. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.27, p.2799-2814, 1996.

EIRA, A.F. Solubilização microbiana de fosfatos. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. **Microbiologia do solo**. Campinas: SBCS, 1992. p.243-255.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M.A. Phosphatases in soils. **Soil Biology and Biochemistry,** v.10, p.545-551, 1977.

EMBRAPA – CNPS. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Brasília: EMBRAPA, Rio de Janeiro, 1999. 412p.

EMBRAPA – CNPS. **Manual de métodos de análise de solo.** 2ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo, 1997. 212p.

ERICH, M.S.; FITZGERALD, C.B.; PORTER, G.A. The effect of organic amendments on phophorus chemistry in a potato cropping system. **Agriculture Ecosystems and Environment,** v.88, p.79-88, 2002.

FERNANDEZ, I.E.J. **Reversibilidade de fósforo não-lábil em diferentes solos, em condições naturais e quando submetidos à redução microbiológica ou química.** 1995. 94f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1995.

FERRI, M.G. **Fisiologia vegetal.** vol 1. EDUSP. São Paulo, 1979. 350p.

FIORUCCI, A.R.; SOARES, M.H.F.B.; CAVALHEIRO, E.T.G. Ácidos orgânicos: dos primórdios da química experimental a sua presença em nosso cotidiano. **Química Nova na Escola**, n,15, p.6-10, 2002.

FONTANA, A.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; CUNHA, T.J.F.; SALTON, J.C. Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** v.41, p.847-853, 2006.

FONTES, M.R.; WEED, S.B.; BOWEN, L.H. Association of microcrystalline goethite and humic acid in some Oxisols from Brazil. **Soil Science Society of America Journal**. v.56, p.982-990. 1992.

FOX, T.R.; COMERFORD, N.B.; MCFEE, W.W. Phosphorus and aluminum release from a spodic horizon mediated by organic acids. **Soil Science Society of America Journal,** v.54, p.1763-1767, 1990.

FRANCHINI, J.C.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica de íons em solo ácido lixiviado com extratos de resíduos de adubos verdes e soluções puras de ácidos orgânicos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** v.34, p.2267-2276, 1999.

FRANCHINI, J.C.; BORKERT, C.M.; FERREIRA, M.M.; GAUDÊNCIO, C.A. Alterações na fertilidade do solo em sistemas de rotação de culturas em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v.24, p.459-467, 2000.

FRANCHINI, J.C.; GONZALEZ-VILA, F.J.; CABRERA, F.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Rapid transformations of plant water-soluble organic compounds in relation to cation mobilization in an acid Oxisol. **Plant and Soil,** v.231, p.55-63, 2001.

FRANCHINI, J.C.; HOFFMANN-CAMPO, C.B.; TORRES, E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, A. Organic composition of green manure during growth and its effect on cation mobilization in an acid Oxisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis,** v.34, p.2045-2058, 2003.

FRIESSEN, D.K.; RAO, I.M.; THOMAS, R.J.; OBERSON, A.; SANZ, J.I. Phosphorus acquisition and cycling in crop and pasture systems in low fertility tropical soils. **Plant and Soil**, v.196, p. 289-294, 1997.

GATIBONI, L.C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas,** 2003. 231f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GERKE, J. Kinetics of soil phosphate desorption as affected by citric acid. **Z. Pflanzenernähr.** Bodenk. v.157, p.17-22. 1994.

GUPPY, C.N.; MENZIES, N.W.; MOODY, P.W.; BLAMEY, F.P.C. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. **Australian Journal of Soil Research.** v.43, p.189-202, 2005.

HAYES, J.E.; RICHARDSON, A.E.; SIMPSON, R.J. Components of organic phosphorus in soil extracts that are hydrolyzed by phytase and acid phosphatase. **Biology and Fertility of Soils,** v.32, p.279-286, 2000.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B. Method to measure microbial phosphate in soils, **Soil Biology and Biochemistry,** v.14, p.377-385, 1982.

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 America Journal**, v.46, p.970-976, 1982.

HENG, L.C. Influence of some humic substances on P-sorption in some Malaysian soils under rubber. **Journal of Natural Rubber Research**, v.4, p.186-194, 1989.

HERMANI, L.C.; KURIHARA, C.H.; SILVA, W.M. Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.145-154, 1999.

HUE, N.V. Effects of organic acids/anions on P sorption and phytoavailability in soils with different mineralogies. **Soil Science,** v.152, p.463-471, 1991.

INOUE, K.; HUANG, P.M. Influence of selected organic ligands on the formation of allophane and imogolite. **Soil Science Society of America Journal,** v.50, p.1623-1633, 1986.

IYAMUREMYE, F.; DICK, R.P.; BAHAM, J. Organic amendments and phosphorus dynamics: I. phosphorus chemistry and sorption. **Soil Science**, v.161, p. 426-435, 1996.

JONES, D.L. Organic acids in the rhizosphere - a critical review. **Plant and Soil**, v.205, p.25–44, 1998.

JONES, D.L.; DENNIS, P.G.; OWEN, A.G.; VAN HEES, P.A.W. Organic acid behavior in soils – misconceptions and knowledge gaps. **Plant and Soil,** v.248, p.31-41, 2003.

KIRK, G.J.D., SANTOS, E.E., SANTOS, M.B. Phosphate solubilization by organic anion excretion from rice growing in aerobic soil: rates of excretion and decomposition, effects on rhizosphere pH and effects on phosphate solubility and uptake. **New Phytol**, v.142, p.185-200, 2000.

KLEINMAN, P.J.A.; SHARPLEY, A.N. Estimating phosphorus sorption saturation from Mehlich-3 data. **Communications in Soil Science and Plant Analysis.** v.33, p.1825–1839, 2002.

KPOMBLEKOU-A, K.; TABATABAI, M.A. Effect of low-molecular weight organic acids on phosphorus release and phytoavailabilty of phosphorus in phosphate rocks added to soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment,** v.100, p.275-284, 2003.

KPOMBLEKOU-A, K.; TABATABAI, M.A. Effect of organic acids on release of phosphorus from phosphate rocks. **Soil Science,** v.158, p.442-446, 1994.

LEMARE, P.H.; PEREIRA, J.; GOEDERT, W.J. Effects of green manure on isotopically exchangeable phosphate in a dark-red soil in Brazil. **Journal of Soil Science,** v.38, p.199-209, 1987.

LILIENFEIN, J.; WILCKE, W.; AYARZA, M.A.; VILELA, L.; LIMA, S.C.; ZECH, W. Chemical fractionation of phosphorus, sulphur, and molybdenum in Brazilian savannah Oxisols under different land use. **Geoderma**, v.96, p.31-46, 2000.

LINQUIST, B.A.; SINGLETON, P.W.; CASSMAN, K.G. Inorganic and organic phosphorus dynamics during a build-up decline of available phosphorus in an ultisol. **Soil Science**, v.162, p.254-264, 1997.

LOPES, A.S.; WIETHÖLTER, S.; GUILHERME, L.R.G.; SILVA, C.A. **Sistema plantio direto: bases para o manejo da fertilidade do solo.** ANDA, 2004. 115p.

LOYOLA JUNIOR, E.; PAVAN, M.A. Seletividade de troca de cátions em solos ácidos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.13, p.131-138, 1989.

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.

MAROKO, J.B.; BURESH, R.J.; SMITHSON, P.C. Soil phosphorus fractions in unfertilized fallow-maize systems on two tropical soils. **Soil Science Society of America Journal,** v.63, p.320-326, 1999.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants.** Second edition. Academic Press, London, 1995. 889p.

MESQUITA FILHO, M.V.; TORRENT, J. Phosphate sorption as related to mineralogy of a hydrosequence of soils from cerrado region (Brazil). **Geoderma**, v.58, p.107-123. 1993.

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

MUZILLI, O. Influência do sistema de plantio direto, comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.7, p.95-102, 1983.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; FRANCHINI, J.C. Resíduos vegetais: Influência na química de solos ácidos. In: SIMPÓSIO SOBRE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS NO SISTEMA DE PLANTIO DIRETO, 1., Ponta Grossa, 2000. **Anais.** Ponta Grossa: Associação dos Engenheiros Agrônomos dos Campos Gerais, 2000. p.82-94.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais.** Viçosa: UFV, DPS, 1999. 399p.

NZIGUHEBA, G.; PALM, C.A.; BURESH, R.J.; SMITHSON, P.C. Soil phosphorus fractions and adsorption as affected by organic and inorganic sources. **Plant and Soil,** v.198, p.159-168, 1998.

OHNO, T.; CRANNELL, B.S. Green and animal manure-derived dissolved organic matter effects on phosphorus sorption. **Journal of Environmental Quality,** v.25, p.1137-1143, 1996.

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.

OTABBONG, E.; PERSSON, J.; IAKIMENKO, O.; SADOVNIKOVA, L. The long-term organic matter experiment. II. Phosphorus status and distribution in soils. **Plant and Soil,** v.195, p.17-23, 1997.

PAIVA, P.L.R.; FURTINI NETO, A.E.; VALE, F.R.; FAQUIN, V. Efeito do manejo do solo sobre os teores de matéria orgânica, nitrogênio mineral, fósforo e bases trocáveis. **Ciência e Agrotecnologia**, v.21, p.35-43, 1997.

PARFITT, R.L. Anion adsorption by soils and soil materials. **Advances in Agronomy,** v.30, p.1-50. 1978.

POHLMAN, A.A.; MCCOLL, J.G. Kinetics of metal dissolution from forest soils by soluble organic acids. **Journal of Environmental Quality,** v.15, p.86-92, 1986.

PUSHPARAJAH, E. Nutrient management and challenges in managing red and lateritic soils. In: **Red and Lateritic soils**. SEHGAL, J.; BLUM, W.E.; GAJBHIYE, K.S. (ed) Balkema, Rotterdam. p.293-304, 1998.

RAIJ, van B.; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química de para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285p.

RAIJ, van B.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo.** Boletim técnico nº 100, 2º edição, 285p. IAC. Campinas, SP, 1997.

RAMOS, M.A. **Sistemas de preparo mínimo do solo: técnicas e perspectivas para o Paraná.** Ponta Grossa: Embrapa-CNPSo, 1976. 23p. (Comunicação Técnica, 1).

RHAGHOTHAMA, K.G. Phosphate acquisition. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Stanford, v.50, p.665-693, 1999.

RHEINHEIMER, D.S. **Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos.** 2000. 210f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2000.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, p.151-160, 2001.

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.

RYAN, P.R.; DELHAIZE, E.; JONES, D.L. Function and mechanism of organic anion exudation from plant roots. **Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology,** v.52, p.527-560, 2001.

SAS Institute. **SAS user's guide: Statistics,** Ver 8.2; Cary, NC. 2001.

SANTOS, H.P.; TOMM, G.O. Disponibilidade de nutrientes e teor de matéria orgânica em função de sistemas de cultivo e de manejo de solo. **Ciência Rural**, v.33, p.477-486, 2003.

SATO, S.; COMERFORD, N.B. Influence of soil ph on inorganic phosphorus sorption and desorption in a humid Brazilian ultisol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo,** v.29, p.685-694, 2005.

SCHWERTMANN, U.; KOMADA, H.; RISCHER, W.R. Mutual interaction between organics and iron oxides. In: HUANG, P. M.; SCHNITER, M. (Eds.) **Interaction of soil minerals with natural organics and microbes.** Madison: SSSA, 1986. Special publication n.17. p.223-250.

SELLES, F.; KOCHANN, R.A.; DENARDIN, J.E.; ZENTNER, R.P.; FAGANELLO, A. Distribution of phosphorus fractions in a Brazilian oxisol under different tillage systems. **Soil & Tillage Research**, v.44, p.23-34, 1997.

SHARPLEY, A.N.; DANIEL, T.; SIMS, J.T.; LEMUNYON, J.; STEVENS, R.; PARRY, R. **Agricultural phosphorus and eutrophication.** USDA Misc. Publ. ARS-149. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC. 1999.

SHARPLEY, A.N.; MCDOWELL, R.W.; KLEINMAN, P.J.A. Amounts, forms, and solubility of phosphorus in soils receiving manure. **Soil Science Society of America Journal,** v.68, p.248-257, 2004.

SIDIRAS, N.; PAVAN, M.A. Influência do sistema de manejo do solo no seu nível de fertilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.9, p.249-254, 1985.

SILVEIRA, P.M.; STONE, L.F. Teores de nutrientes e matéria orgânica afetados pela rotação de culturas e sistema de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.387-394, 2001.

SILVEIRA, P.M.; ZIMMERMANN, F.J.P.; SILVA, S.C.; CUNHA, A.A. Amostragem e variabilidade espacial de características químicas de um Latossolo submetido a diferentes sistemas de preparo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** v.35, p.2057-2064, 2000.

SOIL TAXONOMY. **A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys**, USDA-NRCS, 1999. 871p.

SOUZA, Z.M.; ALVES, M.C. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distroférrico de cerrado sob diferentes usos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.133-139, 2003.

SPARKS, D.L. **Environmental Soil Chemistry.** Academic Press, San Diego, 1995. 267p.

SPOSITO, G. **The Chemistry of Soils.** Oxford University Press, New York, 1989. 304p.

STEVENSON, F.J. Organic acids in soil. In: McLAREN, A.D.; PETERSON, G.H. (eds). **Soil Biochemistry,** (s.n.) p.119-146, 1967.

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.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais,** 2 ed. Porto Alegre. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

TOKURA, A.M.; FURTINI NETO, A.E.; CURI, N.; FAQUIN, V.; KURIHARA, C.H.; ALOVISI, A.A. Formas de fósforo em solo sob plantio direto em razão da profundidade e tempo de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira,** v.37, p.1467-1476, 2002.

VARINDERPAL, S.; DHILLON, N.S.; BRAR, B.S. Influence of long-term use of fertilizers and farmyard manure on the adsorption-dessorption behaviour and bioavailability of phosphorus in soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems,** v.75, p.67-78, 2006.

VIOLANTE, A.; RAO, M.A.; DE CHIARA, A.; GIANFREDA, L. Sorption of phosphate and oxalate by a synthetic aluminum hydroxysulphate complex. **European Journal of Soil Science,** v.47, p.241-247, 1996.

WEIL, R.R.; BENEDETTO, P.W.; SIKORA, L.J.; BANDEL, V.A. Influence of tillage practices on phosphorus distribution and forms in three Ultisols. **Agronomy Journal,** v.80, p.503–509, 1988.

WIETHÖLTER, S. Manejo da fertilidade do solo no sistema plantio direto. **V Curso de Fertilidade do Solo em Plantio Direto.** Guarapuava, PR, 16 e 17 de julho de 2002. Passo Fundo: Aldeia Norte Editora, 2002. p.14-53.

ZHANG, T.Q.; MACKENZIE, A.F.; LIANG, B.C.; DRURY, C.F. Soil test phosphorus and phosphorus fractions with long-term phosphorus addition and depletion. **Soil Science Society of America Journal,** v.68, p.519-528, 2004.

ZHANG, H.; SCHRODER, L.L.; FUHRMAN, J.K.; BASTA, N.T.; STORM, D.E.; PAYTON, M.E. Path and multiple regression analyses of phosphorus sorption capacity. **Soil Science Society of America Journal,** v.69, p.96-106, 2005.

ZIBILSKE, L.M.; BRADFORD, J.M.; SMART, J.R. Conservation tillage induced changes in organic carbon, total nitrogen and available phosphorus in a semi-arid alkaline subtropical soil. **Soil & Tillage Research**, v.66, p.153-163, 2002.

9. APÊNDICES

APÊNDICE A. FRACIONAMENTO PROPOSTO POR HEDLEY ET AL. (1982)

Os passos do fracionamento segundo Hedley et al, (1982), estão descritos a seguir, mais detalhes podem ser obtidos em Gatiboni (2003):

Primeira extração:

- pesar 0,5 gramas de solo em tubo de centrífuga com tampa rosca;
- adicionar 10 ml de água destilada;
- adicionar 1 lâmina de resina RTA (recuperada através de lavagem com HCl 0,5 mol L^{-1} e carregada com $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1}, lavando o excesso com água);
- agitar por 16 horas em agitador horizontal (220 rpm);
- retirar a RTA do tubo com auxílio de uma pinça;
- lavar o excesso de solo da RTA com jato d'água destilada;
- colocar a RTA em recipiente com tampa contendo 15 ml de HCl 0,5 mol L^{-1};
- deixar em repouso por 90 min (com a tampa aberta);
- agitar por 30 min em agitador horizontal;
- retirar a RTA com auxílio de pinça;
- centrifugar o solo + água à 6000 rpm por 15 min e descartar o sobrenadante;
- determinar Pi no extrato de HCl 0,5 mol L^{-1}, por Murphy & Riley (1962)

Segunda extração:

- na mesma amostra, adicionar 10 ml de $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1};

- agitar manualmente para soltar o solo do fundo do tubo;
- agitar por 16 horas em agitador horizontal;
- centrifugar à 6000 rpm por 15 min;
- reservar o sobrenadante para análise de Pi e Pt;
- adicionar 10 ml de NaCl 0,5 mol L^{-1} com cuidado para não mexer o solo;
- centrifugar à 6000 rpm por 5 min e adicionar o sobrenadante ao extrato;
- determinar Pi no extrato de bicarbonato, por Murphy & Riley (1962)
- digerir uma alícota com 10 mL de persulfato de amônio 7,5% e 1 mL de H_2SO_4 1:1, em autoclave a 121 °C por duas horas;
- determinar Po no extrato digerido, por Murphy & Riley (1962), diferença entre o P do extrato digerido e Pi determinado anteriormente.

Terceira extração:

- na mesma amostra, adicionar 10 ml de NaOH 0,1 mol L^{-1};
- agitar manualmente para soltar o solo do fundo do tubo;
- agitar por 16 horas em agitador horizontal;
- centrifugar à 6000 rpm por 15 min;
- reservar o sobrenadante para análise de Pi e Pt;
- adicionar 10 ml de NaCl 0,5 mol L^{-1} com cuidado para não mexer o solo;
- centrifugar à 6000 rpm por 5 min e adicionar o sobrenadante ao extrato anterior;
- determinar Pi no extrato, por Murphy & Riley (1962)
- digerir uma alícota com 10 mL de persulfato de amônio 7,5% e 1 mL de H_2SO_4 1:1, em autoclave a 121 °C por duas horas;
- determinar Po no extrato digerido, por Murphy & Riley (1962), diferença entre o P do extrato digerido e Pi determinado anteriormente.

Quarta extração:

- na mesma amostra, adicionar 10 ml de HCl 1,0 mol L^{-1};
- agitar manualmente para soltar o solo do fundo do tubo;
- agitar por 16 horas em agitador horizontal;
- centrifugar à 6000 rpm por 15 min;
- reservar o sobrenadante para análise de Pi;

- adicionar 10 ml de NaCl 0,5 mol L^{-1} com cuidado para não mexer o solo;
- centrifugar à 6000 rpm por 5 min e adicionar o sobrenadante ao extrato anterior;
- determinar Pi no extrato, por Murphy & Riley (1962)

Quinta extração:

- adicionar 10 ml de NaOH 0,5 mol L^{-1};
- agitar manualmente para soltar o solo do fundo do tubo;
- agitar por 16 horas em agitador horizontal;
- centrifugar à 6000 rpm por 15 min;
- reservar o sobrenadante para análise de Pi e Pt;
- adicionar 10 ml de NaCl 0,5 mol L^{-1} com cuidado para não mexer o solo;
- centrifugar à 6000 rpm por 5 min e adicionar o sobrenadante ao extrato anterior;
- digerir uma alícota com 10 mL de persulfato de amônio 7,5% e 1 mL de H_2SO_4 1:1, em autoclave a 121 °C por duas horas;
- determinar Po no extrato digerido, por Murphy & Riley (1962), diferença entre o P do extrato digerido e Pi determinado anteriormente.

Digestão final:

- secar o solo em estufa à 50° C
- pesar 0,1g do solo restante em tubo de digestão;
- adicionar 2 ml de HCl, 1 ml de HNO_3 e 1,5 ml de H_2SO_4 (P,A,);
- aquecer em bloco digestor até 150º C, até clarear;
- deixar por mais meia hora;
- determinar o P residual, por Murphy & Riley (1962).

APENDICE B. FÓSFORO NA BIOMASSA MICROBIANA

(Hedley & Stewart, 1982; Reinheimer, 2000)

Procedimento de análise:

a) Incubar o solo com umidade equivalente a 80% da CC por 30 dias à temperatura ambiente

b) pesar 0,5 gramas de solo úmido, em triplicata (conjuntos a, b, c), para tubo de centrífuga com tampa rosca;

c) adicionar 10 ml de água destilada;

d) adicionar 1 lamina de RTA limpa e recuperada;

e) agitar por 16 horas no "end-over-end" (rotação de 33 rpm);

f) retirar a RTA do tubo com auxílio de uma pinça (pode-se medir o Pi desta resina)

j) centrifugar o tubo a 6000 rpm por 15 minutos e descartar o sobrenadante;

k) no conjunto A, adicionar 0,5 ml de $CHCl_3$ conc. e nos conjuntos B e C 0,5 ml de H_2O dest.;

l) deixar o solo em repouso por 24 horas;

m) Nos conjuntos A e B adicionar 10 ml de $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1} e no conjunto C adicionar 10 ml de $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1} + 50 mg L^{-1} de P;

n) agitar por 16 horas no “end-over-end”

o) centrifugar à 6000 rpm por 15 min e reservar o sobrenadante para análise;

p) determinar o Pi dos 3 conjuntos por Murphy & Riley (1962).

$$\mathbf{P\ mic = 50*(\mathit{Pa} - \mathit{Pb}) / 0{,}40*(\mathit{Pc} - \mathit{Pb})}$$

APENDICE C. ATIVIDADE DE FOSFATASES ÁCIDAS

(Eivazi & Tabatabai, 1977)

Soluções:

MUB pH 6,5: Em um Becker de 1000 ml, adicionar 12,1 g de TRIS, 11,6 g de ácido malêico, 14 g de ácido cítrico e 6,3 g de ácido bórico. Adicionar 500 ml de NaOH 1 mol l-1 e ajustar o pH para 6,5 com HCl. Transferir para balão volumétrico de 1000 ml e ajustar o volume com água destilada.

p-nitrofenyl fosfato: Adicionar 1,927 g de *p*-nitrofenyl fosfato disódico tetrahidratado em um balão volumétrico de 50 ml e completar o volume com MUB (preparar no momento do uso).

$CaCl_2$ 0,5 mol L^{-1}: Pesar 55,5 g de cloreto de cálcio, transferir para balão de 1000 ml e completar o volume com água destilada.

NaOH 0,5 mol l-1: Pesar 20,00 g de NaOH, transferir para balão de 1000 ml e completar o volume com água destilada.

Tolueno.

Procedimento de análise:

a) Incubar o solo com umidade equivalente a 80% da CC por 30 dias à temperatura ambiente;
b) pesar 1 g de solo úmido para erlenmeyers de 50 ml com rolha de silicone;
c) em capela de exaustão, adicionar 1 ml da solução de *p*-nitrofenyl fosfato + 4 ml de MUB + 0,25 ml de tolueno e tampar o erlenmeyer;
c) incubar por 1 hora a 37 °C no escuro;
d) adicionar 1 ml de $CaCl_2$ 0,5 mol L^{-1} + 4 ml de NaOH 0,5 mol L^{-1} e agitar manualmente;
e) filtrar com Whattman 2v;
f) ler a absorbância no fotocolorímetro em 400 *n*m.
Para regulagem do aparelho, construir uma curva utilizando *p*-nitrofenol (para síntese), e submete-la aos passos "c" a "f", exceto a adição de *p*-nitrofenyl fosfato.

$$\textit{p}\text{-nitrofenol } (\mu g\ g^{-1} \text{ solo seco } h^{-1}) = C*V/Ss*Su*t$$

onde,

C = concentração de p-nitrofenol (µg ml^{-1} filtrado);
V = volume da suspensão (em ml);
Ss = quantidade de solo seco incubada;
Su = quantidade de solo úmido utilizada (1 g);
t = tempo de incubação (1 hora).