



DISSERTAÇÃO

**MÉTODOS DE EXTRAÇÃO DE P FITODISPONÍVEL
NUMA PERSPECTIVA AMBIENTAL**

BÁRBARA ZINI RAMOS

Campinas, SP

2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

INSTITUTO AGRONÔMICO
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA
TROPICAL E SUBTROPICAL

MÉTODOS DE EXTRAÇÃO DE P FITODISPONÍVEL
NUMA PERSPECTIVA AMBIENTAL

BÁRBARA ZINI RAMOS

Orientador: Dr. Otávio Antonio de Camargo

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre** em Agricultura Tropical e Subtropical Área de Concentração em Gestão de Recursos Agroambientais

Campinas, SP
Abril 2009

Ficha elaborada pela bibliotecária do Núcleo de Informação e Documentação do Instituto Agronômico

R175r Ramos, Bárbara Zini
Métodos de extração de P fitodisponível numa perspectiva ambiental /
Bárbara Zini Ramos. Campinas, 2009. 105 fls.

Orientador: Otávio Antonio de Camargo
Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) –
Instituto Agronômico

1. Solos – extração de P 2. Eutrofização 3. Qualidade da água 4.
Solos
tropicais I. Camargo, Otávio Antonio de I. Título

CDD. 631.4



SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA
DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO AGRONÔMICO
Pós-Graduação
Av. Barão de Itapura 1481 Caixa Postal 28
13001-970 Campinas, SP - Brasil
(019) 3231-5422 ramal 194
pgiac@iac.sp.gov.br



Curso de Pós-Graduação
Agricultura Tropical e Subtropical
Certificado de Aprovação

Título: **Métodos de extração de P fitodisponível numa perspectiva ambiental**

Aluno: **Bárbara Zini Ramos**

Área de Concentração: **Gestão de Recursos Agroambientais**

Processo SAA nº: **12152/07**

Orientador: **Dr. Otávio Antonio de Camargo**

Aprovado pela Banca Examinadora:

Dr. Otávio Antonio de Camargo - IAC

Dra. Adriana Marlene Moreno Pires - EMBRAPA

Dr. Heitor Cantarella - IAC

Visto:

Adriana Parada Dias da Silveira
Coordenadora
Pós-Graduação Instituto Agrônomo

Campinas, 23 de abril de 2009

AGRADECIMENTOS

- A Deus, pela vida, pelas oportunidades e por sempre me atender nas horas e nos momentos certos.
- Especial agradecimento a FAPESP, pelo apoio e auxílio financeiro para o cumprimento dessa etapa.
- A minha família que tanto amo, a minha mãe, pelo carinho, incentivo e pela força, ao meu pai, apesar das dificuldades sempre me proporcionou oportunidades que hoje me tornaram a pessoa que eu sou, ao meu irmão lindo, por TUDO que você me representa.
- Ao Bethoven (*in memoriam*), por todos os momentos que passou ao meu lado, trazendo alegria, me fazendo companhia.
- Ao meu amor Murilo, principalmente pela sua paciência, pelo seu carinho e apoio para que esse sonho fosse realizado.
- Ao meu orientador, Dr. Otávio Antonio de Camargo, pela sua amizade, paciência, por despertar em mim o interesse pela pesquisa, pelo conhecimento e pela busca dos objetivos e por sempre me ajudar em todas as horas que precisei, com muita atenção.
- Agradeço do fundo do meu coração à Dr^a. Aline Renée Coscione, pela orientação valiosa, pelo apoio, dedicação e ajuda, pela confiança e principalmente por acreditar em mim, Obrigada!
- Aos doutores e doutoras Luís Reynaldo Ferracciú Alleoni, Ronaldo Severiano Berton, Cristiano Alberto de Andrade, Marcio Koiti Chiba, Isabella Clerici De Maria, Gláucia Cecília Gabrielli dos Santos. Pelas sugestões, ensinamentos e auxílios.
- As funcionárias da Pós-Graduação.
- Aos grandes amigos que conquistei e que sempre me acompanharam durante essa jornada: Ana Flávia, Matheus, Julia, Thabata, Paula, Ricardo Previdente, Fabi, Brasil, Priscila, Vanessa, Sandra, Nilza, Rosana, Lu T, Lu D, Raphael, Dr^a Adriana Parada, Dr^a Sueli Freitas, os estagiários, todos que me apoiaram.

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	viii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 Lodo de Esgoto	3
2.1.1 Conceito, geração e composição	3
2.2 Fósforo	5
2.2.1 O ciclo do fósforo	5
2.2.2 O fósforo e o lodo de esgoto	7
2.2.3 Fósforo no solo	8
2.3 Influência do pH na disponibilidade do P	13
2.4 O transporte de P no meio ambiente	14
2.4.1 Eutrofização: o papel do P	16
2.5 Avaliação de P no solo: lacunas nas análises químicas	17
2.5.1 Método da resina trocadora de ânions (RTA)	20
2.5.2 Método Mehlich-1	21
2.5.3 Método do grau de saturação de fósforo (GSP)	22
2.5.4 Método CaCl_2 0,01 mol/L	24
6 Fracionamento	24
3 MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1 Caracterização geral do experimento	25
3.2 Características dos solos, localização e análises dos resultados	26
3.2.1 Caracterização química das amostras estudadas	27
3.3 Alteração do pH	29
3.4 Qualidade do fertilizante orgânico: lodo de esgoto	31
3.4.1 Lodo aplicado no solo argiloso	31
3.4.2 Lodo aplicado no solo arenoso	33
3.5 Estudo com os extratores e com o índice ambiental	36
3.5.1 Mehlich-1	37
3.5.2 Resina trocadora de ânions	37
3.5.3 Grau de saturação de fósforo	38
3.5.4 CaCl_2 0,01 mol L ⁻¹	38
3.6. Fracionamento do P	39
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.1 Método da Resina trocadora de ânions (RTA)	41
4.1.1 Solo arenoso	41
4.1.2 Solo argiloso	46
4.1.3 Conclusões a respeito da RTA para este estudo	51
4.2 Método Mehlich-1	51
4.2.1 Solo arenoso	51
4.2.2 Solo argiloso	56
4.2.3 Conclusões a respeito do Mehlich-1 para este estudo	58
4.3 Método do grau de saturação de fósforo (GSP)	59
4.3.1 Solo arenoso	59
4.3.2 Solo argiloso	61
4.3.3 Conclusões a respeito do GSP para este estudo	64
4.4 Extração com CaCl_2 0,01 mol L ⁻¹	64
4.5 Porcentual de P-total para cada extrator, amostra e tempo de extração	64

4.6	Considerações em relação aos métodos de análise	65
4.7	Porcentagem de P-total ligado às frações	69
4.7.1	O Fracionamento e os métodos de extração de P	73
5	CONCLUSÃO	76
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
7	Anexos	95
7.1	Anexo 1	95
7.2	Anexo 2	98

RAMOS, Bárbara Zini. **Métodos de extração de P fitodisponível numa perspectiva ambiental**. 2009. 104f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical)- Pós-Graduação – IAC.

RESUMO

A análise de solo, na agricultura moderna, é a atividade central do processo de correção e adubação do solo. Entretanto, nem sempre as análises de rotina para fins de fertilidade também são eficientes para avaliar possíveis riscos ambientais. O trabalho teve por objetivo avaliar se os extratores de P usualmente empregados para fins de fertilidade são também adequados para avaliar o P ambiental em solos de texturas arenosa e argilosa, tratados com diferentes doses de lodo de esgoto, em dois pHs (muito ácido e moderadamente ácido), usando três extratores (resina trocadora de ânions, Mehlich-1 e CaCl_2 0,01 mol L⁻¹) e um índice ambiental (grau de saturação de P). O delineamento experimental utilizado no estudo, para cada método de extração, índice ambiental e tipo de solo, foi um fatorial 3 (doses de lodo: dose 0 (0 t ha⁻¹), dose 1 (8 t ha⁻¹) e dose 2 (16 t ha⁻¹)) x 2 (pHs: muito ácido e moderadamente ácido) x 6 (tempos de extração) inteiramente casualizado e com cinco repetições. A extração de P pelo método da resina trocadora de ânions (RTA) foi influenciada pela mudança do pH. No solo argiloso, a diminuição do pH disponibilizou mais P, enquanto no solo arenoso a redução da acidez afetou a extração de P diminuindo a disponibilidade desse nutriente, em todos os tempos. A extração de P pelo método Mehlich-1 foi influenciada pelo tempo. No solo arenoso, na dose 1, para as amostras com o pH moderadamente ácido e com pH muito ácido, a análise de regressão revelou que com o aumento do tempo há aumento na extração de P. No solo argiloso, na dose 1 e na dose 2, o aumento do tempo diminuiu a quantidade de P extraído do solo. Utilizando o grau de saturação de P, pode-se verificar que no solo arenoso para as três doses o aumento do tempo de extração e a mudança do pH não afetaram a extração de P do solo. Entretanto, no solo argiloso observa-se em todas as doses que há a liberação de P do solo em contato com a solução nos primeiros tempos de agitação, a partir do tempo de agitação de 4 h há possivelmente uma difusão mais lenta de P. Não houve extração significativa de fósforo usando o método CaCl_2 0,01 mol L⁻¹. O mesmo também foi observado por meio do fracionamento de P. Contudo, concluiu-se que os extratores usualmente empregados para avaliar a disponibilidade de P para as plantas no nosso meio podem ser

adequados para avaliar o P perdido para ambientes terrestres e aquáticos. As aplicações de lodo de esgoto afetaram a distribuição do P no solo e conseqüentemente as frações que representam a disponibilidade desse nutriente. O maior teor de P extraído concentrou-se nas frações P-NaOH (lábeis) > P-residual (moderadamente estável) > P-NaHCO₃ (moderadamente lábil) e que o extrator CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, para este trabalho se mostrou pouco eficiente para a extração do P disponível.

Palavras-chaves: eutrofização, qualidade da água, solo tropical

RAMOS, Bárbara Zini. **Methods for extraction of P phytoavailable in environmental perspective** 2009. 104f. Dissertation (Master in Tropical and Subtropical Agriculture). Post-Graduation – IAC.

ABSTRACT

The analysis of soil in a modern agriculture is the core activity of the process of correction and fertilization of soil. However, not always the routine analyses for fertility are efficient to evaluate possible environmental risks. This study aimed to evaluate whether the P extractants commonly used for fertility are also suitable for assessing the environmental P in two textures sandy and clay soil and treated with different doses of sewage sludge in two pHs (very acid and moderately acid), using three extractants (anion exchange resin, Mehlich-1 and CaCl_2 0,01 mol L⁻¹) and an environmental index (degree of saturation, P). The experimental design used in this study, for each method of extraction, environmental index and soil type was a factorial 3 (doses of sludge: dose 0 (0 t ha⁻¹), dose 1 (8 t ha⁻¹) and dose 2 (16 t ha⁻¹)) x 2 (pH: very acid and moderately acid) x 6 (time of extraction) completely randomized, with five replicates. The extraction of P by the method of anion exchange resin (RTA) was influenced by the change in pH. In clayed soil, the decrease in pH provided more P, while in the sandy soil to reducing acidity affects the extraction of P by decreasing the availability of nutrients at all times. The extraction of P by the Mehlich-1 method was influenced by time. In sandy soil, at dose 1 for the samples with and moderately acid reaction and very acid reactions, regression analysis showed that increasing time increases extraction of P. In clay soil, at dose 1 and dose 2, the increase of time decreased the amount of P extracted from soil. Using the degree of saturation of P, shows that the sandy soil for the three doses increased the time of extraction and changing the pH did not affect the extraction of P. However, in the clay soil is observed at all doses that the release of P from soil in contact with the solution in the early times of agitation, from the time of agitation for 4 h there is a slower spread of P. There was no significant extraction of phosphorus using the CaCl_2 0.01 mol L⁻¹. The same was also observed by the fractionation of P. However, it was concluded that the extractants commonly used to assess the availability of P for plants may be appropriate to evaluate the P loss to aquatic and terrestrial environments. Applications of sewage sludge affected the distribution of P in soil and consequently the fractions representing the availability of this nutrient. The higher content of P extracted happened in the NaOH-P fractions (labile) > P-residual

(moderately stable) > P-NaHCO₃ (moderately labile) and the extractor CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ for this work is showed inefficient for the extraction of P available.

Keywords: eutrophication, water quality, tropical soil

1 INTRODUÇÃO

O crescimento urbano e industrial do Brasil ocorreu de modo desordenado e sem planejamento, prejudicando a oferta de infra-estrutura e serviços públicos que não acompanharam a demanda. Em consequência, houve um considerável aumento de problemas ambientais, destacando-se a degradação do solo e corpos de água em virtude de resíduos gerados e dispostos inadequadamente pelas atividades antrópicas.

O lodo de esgoto é o resíduo produzido durante o processo de tratamento das águas servidas. A disposição sanitária ou a utilização deste subproduto é um dos mais importantes problemas associados ao projeto e ao gerenciamento das estações de recuperação da qualidade das águas. Quando não tratado e disposto de forma inadequada traz impactos ambientais negativos e ameaça a saúde pública.

Diversas alternativas têm sido propostas para a disposição final de tal resíduo. No Brasil, podem ser citadas as aplicações em plantações florestais, em aterros sanitários, fabricação de tijolos e cerâmica e produção de cimento, recuperação de áreas degradadas e principalmente uso agrícola.

A aplicação de lodo de esgoto traz efeitos benéficos às propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, elevando teores de alguns nutrientes, como por exemplo, o P. Este fato ocorre, na prática, porque as doses de lodo de esgoto aplicadas são calculadas com base na necessidade de N das culturas, não levando em conta as suas necessidades de P.

Inúmeros pesquisadores têm demonstrado as vantagens econômicas e ambientais do uso do lodo de esgoto em solos agrícolas. Com o aumento populacional e conseqüente crescimento do volume de esgoto gerado e tratado no país, espera-se para os próximos anos, o aumento da adoção desse resíduo como fertilizante ou condicionador do solo. Contrapondo-se a isso, surge a preocupação com a aceleração da eutrofização dos corpos hídricos, fenômeno este desencadeado pelo excesso de P e N carregados pela enxurrada e erosão. Assim, as quantidades exageradas de P no sistema, a princípio importante para a fertilidade do solo, acabam tendo fortes efeitos deletérios nos corpos de água e no ambiente.

A análise de solo, na agricultura moderna, é a atividade central do processo de correção e adubação do solo. Entretanto, nem sempre as análises de rotina para fins de fertilidade são eficientes para avaliar possíveis riscos ambientais. Entende-se por análise de rotina aqui, como sendo as determinações laboratoriais feitas para avaliar e servir de

base para recomendação de adubação fosfatada à planta. Por isso, é largamente usada no nosso meio, e em outros países.

Diante disso, a hipótese do trabalho foi: se houver alterações do teor de P extraído com o tempo de contato além do já bem estabelecido pelos métodos usuais, deve ser uma indicação de que a labilidade para a disponibilidade vegetal não deverá ser a mesma para a disponibilidade ambiental do elemento, o que deve de certa forma comprometer o uso do extrator para tal.

O presente trabalho teve por objetivo avaliar se três métodos empregados na determinação de P em solos (CaCl_2 0,01 mol L⁻¹, Mehlich-1, resina trocadora de ânions) e um índice ambiental (GSP) poderiam ser utilizados na avaliação de impactos ambientais, promovidos pelo aporte de P adicionado. Para tal os métodos de extração foram aplicados a dois solos com diferentes texturas, um arenoso e outro argiloso, tratados com doses de lodo de esgoto e em dois pHs distintos. Os resultados foram comparados com os dados do fracionamento de P nas amostras estudadas. Acredita-se que ao trabalhar com essas ferramentas de análise de P, seja possível avaliar o comportamento desse complexo elemento numa perspectiva ambiental.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Lodo de esgoto

2.1.1 Conceito, geração e composição

Uma das maiores fontes de poluição das bacias hidrográficas brasileiras, principalmente naquelas onde há forte concentração urbana e industrial, são os lançamentos dos efluentes sanitários e/ou industriais, sem prévio tratamento. Esse despejo prejudica tanto as condições sanitárias e ambientais como a qualidade dos recursos hídricos.

A melhoria das condições ambientais requer a ampliação dos níveis de tratamento das águas servidas, o que gera, além de águas residuais com baixa carga poluidora, um resíduo chamado de lodo de esgoto.

Diversas alternativas têm sido propostas para a disposição final de tal resíduo. No Brasil, podem ser citadas as aplicações em plantações florestais, em aterros sanitários, reuso industrial com produção de agregado leve, fabricação de tijolos e cerâmica e produção de cimento, incineração, conversão em óleo combustível, recuperação de áreas degradadas, disposição oceânica e principalmente uso agrícola (FERREIRA et al., 1999; TSUTIYA, 2001; BETTIOL & CAMARGO, 2006). O lodo de esgoto apresenta uma composição variável, pois depende da sua origem, a qual pode ser residencial e/ou industrial, e do processo de tratamento empregado. Um lodo de esgoto típico apresenta basicamente de 40% de matéria orgânica, 3% de nitrogênio, 2% de fósforo e 1% de potássio (MUNHOZ & BERTON, 2006) e os demais macros (Mg, S e Ca) e micronutrientes (B, Cu, Fe, Zn, Mo, Cl, Co, Si, Mn e Na) (BETTIOL & CAMARGO, 2006).

O reaproveitamento agrícola desse resíduo pode ser muito interessante, principalmente em solos muito intemperizados e mesmo nos degradados, os quais apresentam baixos conteúdos de matéria orgânica e nutrientes disponíveis (BRADY, 1989). Diversos trabalhos demonstraram os efeitos benéficos do lodo nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, entre eles destacam-se a elevação do pH (OLIVEIRA, 1995; SILVA et al., 2001) e redução da acidez potencial e do alumínio trocável (BERTON et al., 1989), quando ao lodo é adicionado a cal para o seu condicionamento químico; aumento da disponibilidade de macronutrientes (BERTON et al., 1997); redução da erosão (MELO & MARQUES, 2000); aumento dos teores de

matéria orgânica (SIMONETE et al., 2003; NASCIMENTO et al., 2004), aumento da retenção de umidade nos solos arenosos; melhoria da permeabilidade e infiltração nos solos argilosos (WACHOWICZ, 2002; BETTIOL & CAMARGO, 2006), facilitando a penetração de raízes. Promove ainda o crescimento dos organismos do solo, os quais são de fundamental importância para a ciclagem dos elementos, entre eles os nutrientes das plantas (MELO & MARQUES, 2000).

Estima-se que 54% de 6,4 milhões de t.ano⁻¹ de lodo de esgoto produzido nos EUA são aplicados na agricultura. Na Alemanha, França e Grã-Bretanha esse valor atinge, respectivamente, 32% de 2,5 milhões de t.ano⁻¹, 60% de 0,85 milhões de t.ano⁻¹ e 55% de 1,08 milhões de t.ano⁻¹ (WACHOWICZ, 2002 citando ROGALLA, 1998). No Brasil, os lodos de esgotos estão sendo utilizados principalmente nas culturas de café, cana-de-açúcar, milho, e em espécies florestais, como o Pinus, Eucalipto e a pupunha (GHINI & BETTIOL, 2004).

Nesta direção, a aplicação de lodo de esgoto pode contribuir para elevar os teores de alguns nutrientes no solo de forma inadequada, como por exemplo, o P (EGHBALL & POWER, 1999). Isso porque, na prática, as doses de lodo de esgoto aplicadas são calculadas com base na necessidade de N das culturas, não levando em conta as necessidades de P (POTE et al., 1996; EGHBALL & POWER, 1999; MAGUIRE et al., 2000a; MUNHOZ & BERTON, 2006; SU et al., 2007). A razão P/N encontrada no resíduo é geralmente mais alta do que a razão P/N necessária para as plantas (POTE et al., 1996; O'CONNOR et al., 2004) e desse modo, o acúmulo de P no solo torna-se inevitável. Corroborando com este fato, os trabalhos de MAGUIRE et al. (2001a) e IPPOLITO et al. (2007), por exemplo, demonstraram que a aplicação de lodo de esgoto (Base-N) adicionou consideravelmente mais fósforo do que o removido pela cultura de milho.

Ao lado das diversas vantagens, o lodo de esgoto pode apresentar em sua composição elementos potencialmente tóxicos como Cd, Cr, Cu, Pb, Fe, Co, Mn, Mo, Hg, S e Zn, bactérias, vírus, protozoários, helmintos, micropoluentes orgânicos e altos teores de nitrogênio. Aplicações sucessivas de lodo de esgoto podem contribuir para o aumento dos teores disponíveis de metais no solo e, conseqüentemente, dos teores absorvidos pelas plantas (GOMES et al. 2006). A incorporação de metais pesados aos solos pode provocar efeitos prejudiciais aos ecossistemas naturais, a vida humana e animal, podendo com isso contaminar os solos e os cursos de água.

No entanto, em virtude dos inúmeros trabalhos demonstrando as vantagens econômicas e ambientais do uso do lodo de esgoto em solos agrícolas e principalmente do aumento populacional com conseqüente crescimento do volume de esgoto gerado e tratado no país, espera-se para os próximos anos, o aumento da adoção desse resíduo como fertilizante ou condicionador do solo (TSUTIYA, 2001). Contrapondo-se a isso, surge a preocupação com a aceleração da eutrofização dos corpos hídricos, fenômeno este desencadeado pelo excesso de P e N carregados pela enxurrada. Segundo HAYGART (1999), as quantidades de P que deixam os sistemas, talvez sejam inconseqüentes quando visto em termos de efeitos na fertilidade do solo, entretanto tem uma grande importância em termos de efeitos deletérios nos corpos de água.

2.2 Fósforo

2.2.1 O ciclo do fósforo

O ciclo do fósforo diferentemente dos outros grandes ciclos biogeoquímicos, não apresenta uma fase gasosa. Os dois subciclos, um no solo e outro na água, constituem um sistema em equilíbrio dinâmico, com combinações governadas por reações químicas, físicas e biológicas. Os principais reservatórios são as rochas de fosfato, depósitos de guano (excremento de aves marinhas) e depósitos de animais fossilizados.

O ciclo do fósforo no solo envolve as plantas, os animais e os microorganismos. A quantidade de P presente na solução do solo representa apenas uma pequena fração das necessidades das plantas, o restante é obtido a partir da fase sólida através de uma combinação de processos bióticos e abióticos (FROSSARD et al.; 2000). Os processos biológicos envolvem a mineralização-imobilização (processos estes que controlam as transformações de P entre as formas orgânicas e inorgânicas), reciclagem pelos resíduos de plantas e animais, solubilização de fosfatos pela atividade de microorganismos e plantas. Os processos químicos envolvem a adsorção-dessorção (interações químicas entre o fósforo na solução do solo e na fase sólida) e dissolução-precipitação (equilíbrio entre os minerais) (Figura 1) (STEVENSON, 1986; FROSSARD et al., 2000; SIMS, 2003; BERWANGER, 2006).

A adsorção consiste na transferência de íons da solução do solo para a fase sólida (McBRIDE, 1994), gerando diminuição da concentração das espécies em solução. Os processos de adsorção/dessorção são governados pelas concentrações de fosfatos ou de P orgânico na solução do solo. Os minerais mais importantes do solo nos

processos de adsorção e dessorção de P são os óxidos de Al e Fe, hidróxidos e óxidos hidratados, carbonatos de Ca e uma pequena parte dos argilominerais (DJODJIC, 2001).

Nos Latossolos, onde há predominância de caulinita e oxihidróxidos de Fe e Al, a alta energia de ligação entre o ânion fosfato e esses grupos funcionais de superfície mineral, diminui a quantidade de P inorgânico na fração lábil (MARTINAZZO et al., 2007). Nesses solos, também a mineralização do P orgânico pode ser uma importante fonte de P às plantas (GATIBONI et al., 2005; NOVAIS et al. 2007).

O P é levado para os corpos hídricos através das enxurradas da água das chuvas ou de irrigação que interagem com a camada superficial do solo. Animais e plantas que vivem na água usam o P e depois que morrem são depositados no fundo dos corpos hídricos e dessa maneira o P retorna para o sedimento. Embora parte deste possa ser devolvida por processos geológicos, ou seja, através de depósitos de P e posterior mineralização, grande parte se perde.

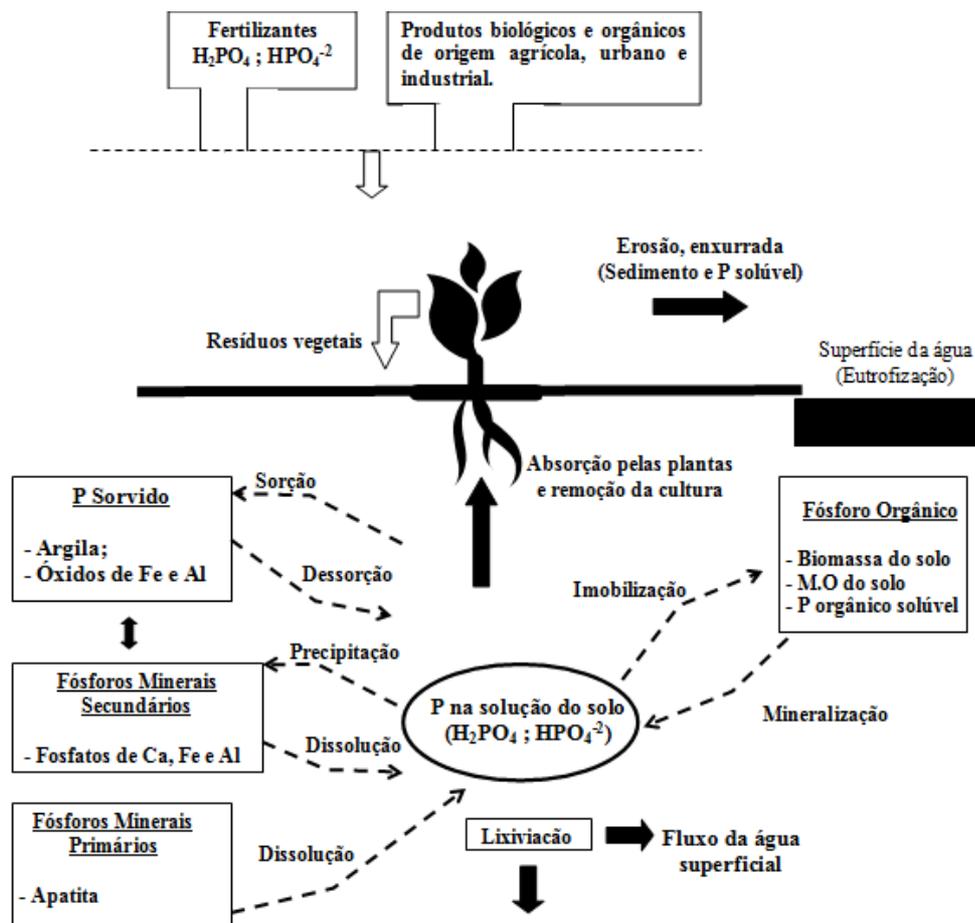


Figura 1. O ciclo do P no solo (Adaptado de PIERZYNSKI et al., 2000 citado por SIMS, 2003).

2.2.2 O fósforo e o lodo de esgoto

O P contido em lodos de esgotos provém dos dejetos dos corpos microbianos do esgoto e dos detergentes e sabões que utilizam fosfatos como aditivos e em alguns casos, efluentes de indústrias específicas, como as de fertilizantes, podem contribuir com parte do P no resíduo (TSUTIYA, 2001).

Os lodos de esgotos norte americanos, geralmente, contem de 10 a 20 g kg⁻¹ de P total (PETERS & BASTA, 1996), assim como as concentrações de P nos lodos de esgotos gerados nas estações de tratamento de esgoto (ETE) de Barueri e Franca, no estado de São Paulo, variam de 15 a 18 g/kg (TSUTIYA, 2000).

Diversos trabalhos relatam que grande parte do P presente em lodos é de natureza inorgânica e que mais de 40%, são ortofosfatos (SOMMERS et al., 1976; KIRKHAM, 1982; HINEDI et al., 1988; HAAN et al., 1996; SMITH et al., 2006) e apenas 10-30% são P orgânico (WHITEHEAD, 2000). Isso ocorre em decorrência do tratamento dos efluentes, no qual as formas orgânicas de fósforo existentes são decompostas pelos microrganismos que atuam no processo (HEDLEY & McLAUGHLIN, 2005), fazendo com que a fase sólida do lodo, capture os ortofosfatos presentes (HEDLEY & McLAUGHLIN, 2005).

O P-inorgânico no lodo de esgoto, que a primeira vista aparenta ser sinônimo de "P prontamente disponível", ocorre muitas vezes como fosfato de Ca, Fe e/ou Al, e alguns como fosfato adsorvido em óxidos de Fe e Al, os quais são formas de P de menor solubilidade e disponibilidade (MAGUIRE et al., 2000b; PENN & SIMS, 2002; SARKAR & O'CONNOR, 2004; HEDLEY & MCLAUGHLIN 2005; ELLIOTT & O'CONNOR, 2007). A cal também pode ser utilizada para a higienização do resíduo, por meio da qual os patógenos são eliminados (ANDREOLLI et al., 2001).

O P-orgânico ocorre principalmente nas células microbianas e em seus produtos de degradação, incluindo fosfato de inositol (SOMMERS, 1977) e precisa ser mineralizado para se tornar biogeodisponível.

Quando um material contendo P é aplicado em um solo com níveis baixos de P, as formas solúveis de P se tornam menos solúveis com o tempo. Do ponto de vista agrônômico, isto se torna uma preocupação, porque ao mesmo tempo que o P está fortemente retido no solo, ele também está menos disponível à absorção pelas plantas. Entretanto, do ponto de vista ambiental, a forte retenção de P no solo pode impedir as

perdas de P solúvel através da enxurrada e também por lixiviação (SUI & THOMPSON, 2000).

2.2.3 Fósforo no solo

O P é o décimo segundo elemento químico mais abundante na crosta terrestre e é o segundo elemento que mais limita a produtividade agrícola nos solos tropicais. Esse comportamento é consequência de sua habilidade em formar compostos de alta energia de ligação com os colóides, conferindo-lhe alta estabilidade na fase sólida (GATIBONI, 2003; SANTOS et al., 2008).

Em regiões tropicais e subtropicais, como o Brasil, os solos são intemperizados e apresentam baixo conteúdo de P, além do mais, o elemento é o mais indisponível e inacessível no sistema, pois é um dos macronutrientes com menor mobilidade, ou seja, permanece no local em que é colocado e não é diluído e transportado no perfil do solo pela solução até a raiz ou pela água da chuva (HOLANDA et al., 1995; HOLFORD, 1997; SCHACHTMAN, 1998; PENN, 2004).

Cerca de 25% dos solos muito intemperizados, nas regiões tropicais e subtropicais, apresentam baixos conteúdos de matéria orgânica e nutrientes disponíveis, principalmente fósforo (BRADY, 1989; SANCHES & LOGAN, 1992). Segundo GRANT et al.(2003), o principal processo de movimento do fósforo no solo é por difusão. Como o movimento do fósforo por difusão até as raízes das plantas é restrito, esse processo é geralmente considerado como um fator limitante na sua absorção.

Os níveis de P total (P_T) no solo são relativamente baixos, entre 0,02% a 0,08%, em decorrência da baixa solubilidade dos compostos de P existentes no solo e da alta capacidade de adsorção do elemento pelas partículas do solo (PHILLIPS & WEBB, 1971; RAIJ, 1991; PIERZINSKY et al., 2000; MOREL, 2002). As quantidades totais de P nos solos brasileiros, na profundidade de 0-20 cm, variam entre 0,005 e 0,2% o que corresponde a 110-4400 kg/ha.

A tabela 1 apresenta simplificada como as diferentes formas de P compõem o total.

Tabela 1. Formas de fósforo nos solos do Brasil.

Formas	% aproximada do total
ORGÂNICA	
Fosfato de inositol	-
Ácidos nucléicos	-
Fosfolipídios	-
Outras	10 - 60
MINERAL	
P-Ca	5 - 30
P-Fe	10 - 20
P-Al	< 10
P- Adsorvido (argila, óxidos hidratados, carbonatos)	1
P-ocluído (Fe)	40 - 90

Fonte: MALAVOLTA, 1997

O fósforo é um elemento extremamente reativo quimicamente e que ocorre em aproximadamente 170 diferentes minerais na natureza (SHIGAKI, 2006). Estes minerais variam enormemente em sua solubilidade e, uma vez na solução do solo, o elemento tende a transformar-se em formas insolúveis com o passar do tempo (LUCHINI, 2008). Conseqüentemente o P é o mais imóvel, inacessível e não disponível de todos os nutrientes (HOLFORD, 1997).

No solo, as formas minerais de P variam, predominantemente, com o grau de intemperismo. Em solos menos intemperizados, predominam as apatitas e fosfatos de Ca, com forma genérica $[Ca_{10}(PO_4)_3X_2]$, onde o X representa ânions como F⁻, Cl⁻, OH⁻ ou CO₃⁻² (PIERZINSKY et al., 2000). Nos solos altamente intemperizados, o Ca e outros minerais básicos são eventualmente perdidos, o pH decai, e ocorre a solubilização de Fe e Al. Óxidos amorfos de Fe e Al são também comuns nestes solos e atuam como reservatórios de P por meio dos processos de adsorção (RAIJ, 1991).

Desta forma, o P é um elemento que forma compostos de baixa solubilidade em solos. A solubilidade é influenciada por vários fatores como a concentração de Fe, Ca, Mg e Al, o comportamento e a área superficial das partículas de solo, da quantidade da solução do solo e o pH. Os fosfatos de Fe e Al têm sua solubilidade diminuída em condições mais ácidas, enquanto que os fosfatos de Ca, ao contrário, têm a solubilidade aumentada (RAIJ et al., 2001).

O P no solo pode ser geralmente classificado em duas categorias: inorgânico e orgânico (TISDALE et al., 1993). A distribuição dessas duas formas principais de P depende principalmente das propriedades do solo e da natureza do composto a que está ligado. Dentro destes dois grupos, as formas de fósforo são de difícil identificação em virtude da infinidade de reações que o elemento pode sofrer e seus compostos resultantes (GATIBONI, 2003).

A fração orgânica (P_o) é encontrada em húmus e outros materiais orgânicos que precisam ser mineralizados (conversão de formas orgânicas para formas inorgânicas) para serem disponíveis para as plantas. Esta é a principal forma de P encontrada nos resíduos dos animais, ou seja, cerca de 2/3 do P que se encontra nos resíduos frescos estão na forma orgânica (WIEDERHOLT & JOHNSON, 2005). O P orgânico, que pode variar de 20 a 80% do P total, é regulado pela atividade microbiana, sendo muito menos reativo que a fração inorgânica (BERKHEISER et al., 1980). Outros trabalhos ainda relatam que, em geral, as formas orgânicas controlam de 30 a 65 % de P na solução sendo que acima desse valor, são os complexos de Ca e Mg que controlam a sua presença (DJODJIC, 2001). O P orgânico é extremamente relevante nos solos tropicais, pois atua ativamente na disponibilidade de fósforo às plantas (GATIBONI, 2003). Dessa maneira, a sua dinâmica e também a sua disponibilidade devem ser observadas nestes estudos.

As principais formas de fósforo orgânico no solo são fosfato de inositol, que compõem de 10 a 80% do fósforo orgânico total, os fosfolipídios (0,5 a 7%), ácidos nucleicos (3%) e outros ésteres de fosfato (< 5%) (TISDALE et al.; 1993). A estabilidade destes compostos é dependente de sua natureza e de sua interação com a fração mineral, pois estes mesmos compostos são usados como fonte de carbono e elétrons pelos microrganismos, cujo resultado é a sua mineralização e disponibilização do fósforo (SANTOS et al.; 2008).

O grupo do fósforo inorgânico pode ser separado em três partes, o fósforo dos minerais primários ou estruturais e o fósforo adsorvido, e também o fósforo da solução do solo que é encontrado em pequenas quantidades (GATIBONI, 2003; BERWANGER, 2006).

As dinâmicas transformações que ocorrem entre as diferentes formas de P são necessárias para se manter em equilíbrio as concentrações de P contidas na solução do solo. A reconstituição do P na solução do solo pode ocorrer por meio da adição de

fertilizantes, reações de dessorção e dissolução mineral do P inorgânico ou pela mineralização do P orgânico por microorganismos (PRITCHARD, 2005).

A parte do P do solo que está em equilíbrio e pode passar para a solução é chamada de P lábil e indica o tamanho do “estoque” ou “compartimento” de P que poderá ser reposta quando da sua retirada da solução do solo (NOVAIS, 1999). Ele é representado por formas meta-estáveis de compostos de P ainda mal formados (RAIJ, 1991). A parte do P lábil contido no P-Total na solução do solo é muito pequena, atingindo concentrações de 0,01 a 0,03 mg P L⁻¹ (FROSSARD et al., 1996). O P não-lábil ou “P fixado” é considerada a forma de P que não está em equilíbrio com o P da solução, ou seja, ele está fortemente vinculado e retido pelas partículas do solo, com poucas chances de retorno. É responsável pela maior parte do fósforo inorgânico e é representado por compostos insolúveis (RAIJ et al, 2001) que só lentamente podem se transformar em P lábil (Figura 2).

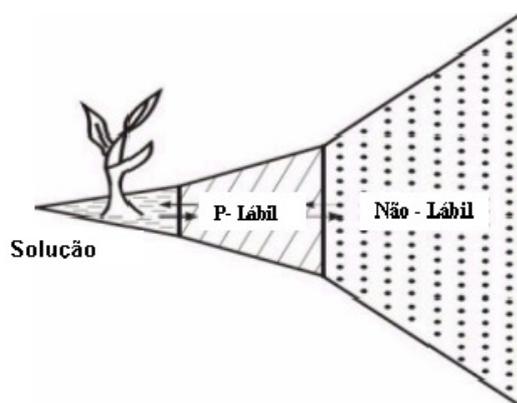


Figura 2. Diagrama da relação entre as frações de P não-lábil, P lábil e o P na solução do solo. Adaptado: HANDBOOK, 1982

Na tabela 2, encontra-se em resumo as principais formas de P encontradas no solo.

Tabela 2 - Formas e terminologia do fósforo

Formas de P	Classificação	Características
Inorgânicos	Fosfatos Ortofosfatos: PO_4^{-2} , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^-$, H_3PO_4	Facilmente extraível e prontamente disponível para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões às formas mais simples
	Polifosfatos Pirofosfatos e Metafosfatos	Moléculas mais complexas. Transformam-se lentamente em ortofosfatos pelo processo de hidrólise
Orgânicos	Ortofosfatos monoesteres Ácido fítico	Ao longo do tempo são convertidos em ortofosfatos pelo processo de mineralização.
	Ortofosfatos diesteres Lipídio, DNA, RNA, glucose fosfonatos e ATP	
Dissolvido	Inorgânico/Orgânico	Material que passa através de um filtro de membrana de 0,45µm
Particulado	Inorgânico/Orgânico	Material que fica retido no filtro de membrana de 0,45µm
Reativo	Inorgânico	Respondem aos testes colorimétricos sem necessidade de prévia digestão oxidativa
Não Reativo	Orgânico	Frações que são convertidas a ortofosfatos apenas através da destruição da matéria orgânica (digestão oxidativa).
Lábil	Orgânico/Inorgânico	Fósforo que está adsorvido e que pode ser rapidamente liberado tornando-se disponível
Não lábil	Orgânico/Inorgânico	Fósforo que está adsorvido e que não pode ser facilmente liberado está indisponível

Fonte: HAYGARTH & JARVIS, 1999; McDOWELL et al., 2001; McDOWELL et al., 2004.

2.3 Influência do pH na disponibilidade do P

O pH é um dos principais fatores que influencia e afeta a disponibilidade do P, além do mais, é uma variável extremamente importante na solubilização de elementos no solo. No presente trabalho, a mudança do pH teve como principal objetivo simular a

ocorrência de fatores estressantes, tais como chuva ácida ou a água de irrigação de má qualidade com a finalidade estudar quais as influências e alterações que esse atributo teria sobre a disponibilidade do P e como esses afetariam o comportamento dos extratores aqui estudados.

A distribuição das espécies químicas de ortofosfato na solução do solo, assim como sua constituição na fase sólida e sua bio/geodisponibilidade são governadas principalmente pelo pH (BERKHEISER et al., 1980; PIERZYNSKI et al., 2000). Em pH menor que 2 ocorre o predomínio da espécie H_3PO_4 , a espécie $H_2PO_4^-$ entre pH 2 e 6,5, entre pH 8 e 10 a espécie HPO_4^{2-} e a pH acima de 12 a espécie PO_4^{3-} (BERKHEISER et al., 1980; PIERZYNSKI et al., 2000). As espécies de ortofosfato tendem a interagir com os minerais de Fe e Al em pH menor que 5,8 e acima desse valor com os minerais Ca e Mg (SHARPLEY et al., 1996). Entretanto, a bio/geodisponibilidade e a movimentação do fósforo ocorrem, geralmente, em valores de pH entre 6 e 7 (McDOWELL et al., 2004), conforme figura 3.

A calagem libera o P adsorvido na superfície dos óxidos hidratados de ferro e alumínio, que se torna mais solúvel com o aumento do pH da solução. Isso aumenta o aproveitamento do P nativo do solo e também a eficiência de uso dos fertilizantes fosfatados solúveis, pela redução da adsorção do P na superfície dos óxidos, que com o tempo, passam para formas não disponíveis do nutriente, caracterizando o processo de fixação (QUAGGIO, 2000).

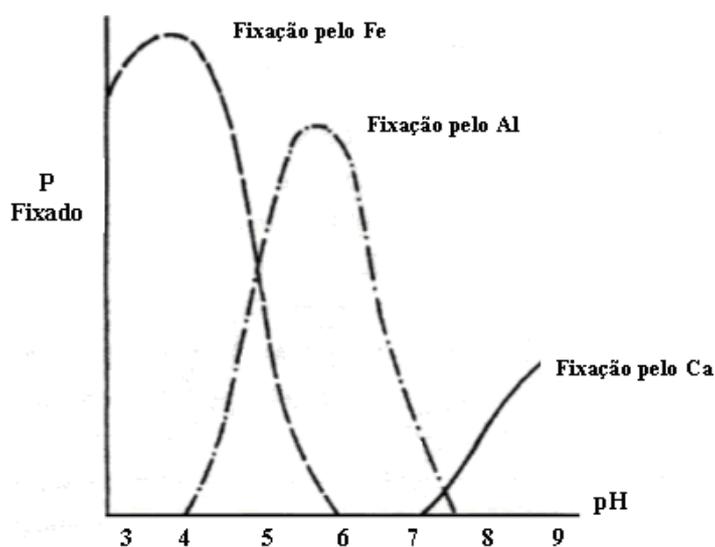


Figura 3. Fixação do P no solo.

2.4 O transporte de P no meio ambiente

O acúmulo de P resultante da quantidade aplicada excessivamente àquela removida pelas culturas e por longos períodos de tempo contribui para aumentar o potencial de perda de P para o ambiente (EGHBALL & POWER, 1999).

Todas as formas de P, adsorvido, precipitado e orgânico, encontrados no solo, são suscetíveis ao transporte para o ambiente aquático. Essa transferência é conduzida via escoamento superficial em decorrência da interação da água da chuva com a camada superficial do solo de 0 até 5 cm, pela ação do processo erosivo ou lixiviação através do perfil do solo (SHARPLEY, 1985a ; PIERZYNSKY et al., 2000; MCDOWEL et al., 2001).

As perdas de P de solos agrícolas podem ser divididas em três categorias: (1) perdas rápidas de P-solúvel, logo após a aplicação de resíduos e/ou fertilizantes, (2) perdas lentas de P solúvel ou (3) perdas por erosão (WIEDERHOLT & JOHNSON, 2005). Na primeira categoria as concentrações de P solúvel em resíduos e fertilizantes comerciais são bem mais elevadas que aquelas encontradas nos solos. Se ocorrer uma chuva com escoamento superficial logo após a aplicação desses compostos na superfície do solo, a concentração de P solúvel na enxurrada pode ser 100 vezes maior que a concentração em outros eventos de escoamento. As perdas rápidas de P apresentam altas concentrações de P em uma forma que está prontamente disponível para os organismos aquáticos. Na segunda categoria, durante o escoamento superficial, é natural que os solos liberam o P solúvel. Essas perdas ocorrem em todos os eventos de enxurrada, principalmente em solos agrícolas. Esta opinião é corroborada pelo fato de que os sedimentos do oceano são os maiores sumidouros globais de P. Na última categoria o P está associado com as partículas do solo. Quando a enxurrada ganha energia suficiente para causar erosão no solo, a quantidade de P perdido dos solos agrícolas aumenta drasticamente. As partículas finas do solo têm uma grande capacidade de reter P. Infelizmente, a erosão do solo transporta mais partículas finas.

A quantidade de P transportado depende das propriedades do solo (capacidade de infiltração; quantidade de P no solo; textura e erodibilidade), das características da área (declividade, cobertura vegetal e coeficiente de rugosidade) e da precipitação, duração e intensidade da chuva (DJODJIC, 2001). SHARPLEY et al., (2000) ainda acrescentam as práticas de manejo e a composição dos fertilizantes (orgânico ou mineral) adicionados. Segundo DJODJIC (2001), também aumentam o potencial de

perdas de P solúvel para o lençol freático e aquífero, solos com macroporos e buracos de minhocas que favorecem a percolação acelerada, tais como trincas (argila 2:1), fendas de raízes, dutos da fauna, drenagem artificial e canais preferenciais de movimentação da água.

A principal forma de perda de P em áreas agrícolas de alta declividade ocorre por efeito da enxurrada (erosão hídrica), considerada uma fonte difusa de poluição, pois tem o potencial de contaminar corpos de água com nutrientes em excesso e com elementos tóxicos. A enxurrada pode transportar poluentes por duas formas: dissolvidos na água ou adsorvidos nas partículas de solo deslocadas pela água. O solo arrastado por enxurrada se compõe principalmente de partículas finas, como silte, argila e matéria orgânica coloidal, que tem uma maior superfície específica e maior capacidade de adsorção do que partículas maiores (SHIGAKI, 2006). Portanto, a concentração de P é geralmente maior no sedimento levado pela enxurrada.

Baixas concentrações de P (Tabela 3) já são consideradas inaceitáveis para muitos corpos de água e podem causar problemas ambientais potencialmente catastróficos (PIERZYNSKI, et al., 2000). Portanto, até mesmo concentrações baixas de P podem causar sérias conseqüências ambientais, podendo com isso estimular o processo de eutrofização. Para o setor agrícola, essas perdas podem não apresentar importância econômica, porém promovem impactos econômicos indiretos negativos, pois a contaminação proveniente de áreas agrícolas é considerada difusa e podem, portanto, ocorrer a quilômetros de distância da fonte (HAYGARTH & JARVIS, 1999).

2.4.1 Eutrofização: o papel do P

O P e o N são ambos nutrientes freqüentemente associados com a aceleração da eutrofização em lagos e córregos, em virtude do transporte deles por meio da enxurrada, interagindo com a camada superficial do solo e contribuindo com quantidades excessivas para os corpos de água.

Embora o nitrogênio (N) e carbono (C) sejam essenciais para o crescimento da biota aquática, a atenção concentra-se no P devido à dificuldade em se controlar a troca de N e C entre a atmosfera, a água e a fixação de N atmosférico pelas algas (SHARPLEY et al.; 2000).

A eutrofização é um processo natural de envelhecimento dos lagos e reservatórios motivada pela acumulação de resíduos de origem mineral ou de origem

orgânica trazidas pelo escoamento superficial. Para que este processo ocorra de forma natural são necessárias centenas de milhões de anos. Entretanto, a ação do homem geralmente pode intensificar, de forma considerável, os fenômenos naturais.

A eutrofização é um fenômeno ocasionado pelo excesso de nutrientes nos corpos hídricos, o que leva à proliferação excessiva de algas, que, ao entrarem em decomposição, elevam o aumento de microrganismos e à conseqüente deterioração da qualidade dos corpos de água. A eutrofização traz efeitos negativos tanto do ponto de vista ecológico, como também econômico e social. Tais como: desenvolvimento de cianobactérias tóxicas que causam sérios problemas à saúde animal e humana; maior dificuldade e elevação nos custos do tratamento da água; problemas com abastecimento de águas; e redução na navegação (SMIL, 2000; FOY, 2005; HEREDIA & CIRELLI, 2007).

O P é um elemento essencial para a vida dos organismos sendo considerado um nutriente limitante da produtividade primária em sistemas de água doce. A importância do fósforo nos sistemas biológicos deve-se a participação nas moléculas de DNA e RNA responsáveis por manter e transmitir as características genéticas, sendo indispensável à multiplicação celular e a formação do ATP, essencial para o armazenamento e transferência de energia nas células (JOHNSTON, 2000).

É importante frisar que perdas de fósforo relativamente pequenas podem causar sérias conseqüências ambientais, visto que sua presença, mesmo que em quantidades módicas nas águas naturais, pode impulsionar o processo de eutrofização (HART et al., 2004). Na tabela 3, observam-se as concentrações críticas de P nas águas superficiais.

Tabela 3. Concentrações críticas de P em águas superficiais.

Concentração de P (mg L ⁻¹)	Efeito	Fonte (s)
0,01	P Dissolvido: concentrações críticas para lagos.	SAWYER (1947) VOLLENWEIDER (1968)
0,10	P Total: concentrações críticas para rios e córregos.	USEPA (1986)
0,50	P Total: concentrações críticas para lagos.	USEPA (1986)
0,025	P Total: águas classe 2	CONAMA (357-2005)

Fonte: Adaptado de WOOD, 1998 e CONAMA, 2005

2.5 Avaliação de P no solo: lacunas nas análises químicas

A análise de solo, na agricultura moderna, é fundamental no processo de correção e adubação do solo. São utilizadas tanto para acompanhar o estado do P no solo em relação à sua disponibilidade às plantas, como para recomendar o uso de fertilizantes para crescimento ótimo das culturas (SHARPLEY et al., 2000; ARAUJO et al., 2004). Entretanto, nem sempre as análises de rotina para fins de fertilidade são suficientes para avaliar possíveis riscos ambientais (MOREL et al., 2000). Entende-se por análise de rotina aqui como sendo as medidas feitas para avaliar e controlar o suprimento de P à planta freqüente e largamente usada no nosso meio, e em outros países (BLACK, 1992; RAIJ, 2004).

Existe uma grande variedade de métodos de extração de P em uso, em diferentes regiões do mundo. A utilização desses vários métodos de extração é um sinal da complexidade que envolve o seu comportamento no solo, assim como da falta de concordância sobre qual seria o método mais adequado (SILVA & RAIJ, 1999).

Esses métodos fazem uso de soluções extratoras, utilizadas na determinação do P disponível dos solos, incluindo as compostas por ácidos minerais, bases, sais, quelantes ou misturas desses e, mais recentemente, com a resina trocadora de ânions ou do princípio da diluição isotópica (RAIJ, 1978; ANGHINONI & VOLKWEISS, 1984; NOVAIS et al., 2007; ROLIM et al., 2008).

Contudo, no presente trabalho optou-se por estudar três extratores de P, a saber: resina trocadora de ânions (RTA) usada desde 1983 no Instituto Agrônômico e em muitos laboratórios do Estado de SP (RAIJ et al., 1986), Mehlich-1 por ser usado na maior parte do Brasil e em muitos outros países (RAIJ et al., 1986), CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ e o índice ambiental (grau de saturação de fósforo - GSP) indicado para análises ambientais de solo e utilizados em muitos laboratórios internacionais.

Há inúmeras discussões em relação aos quesitos que um extrator químico deve apresentar para avaliar a disponibilidade de P para as plantas. No entanto, admite-se que um bom extrator deve simular a ação das plantas quanto à absorção do P disponível (BONFIM et al. 2003). Uma adequada avaliação do P disponível no solo deve incluir os fatores Quantidade - Q (P lábil, P fração disponível associada com as partículas do solo: P-Al e P Fe), Intensidade - I (P da solução do solo), Capacidade ou poder tampão de P (Q/I), que é uma medida da capacidade do solo em manter um nível determinado de P na solução (CORREÂ & HAAG, 1993, NOVAIS, 2007), podendo, ainda incluir partes

variáveis do P não-lábil (não disponível para as plantas: P- Ca e P-ligado a silicato). Segundo SUI & THOMPSON (2000), a vantagem de se utilizar a razão Q / I, é que ela permite a previsão dos processos de retenção e liberação de P no solo.

Em razão dessas características específicas dos solos encontrados nas diferentes regiões do país, inúmeras pesquisas, confrontando os extratores químicos sugerem que, apesar dos resultados obtidos, ainda não se conseguiu obter um método mais apropriado e generalizado para estimar o teor de P disponível do solo (ROSSI & FAGUNDES, 1998). Os trabalhos de SILVA & BRAGA (1992), CORRÊA & HAAG (1993), HOLANDA et al (1995), SILVA et al (1999), MIRANDA et al (2002), BONFIM et al (2003) e MUNHOZ & BERTON (2006), comparando extratores de fósforo, corroboram com este fato. Portanto, o fato de um extrator recuperar mais ou menos P não significa que é melhor ou pior. Os diferentes resultados obtidos sugerem a influência de muitos fatores tais como: variação da relação solo: extrator, composição química e tempo de agitação (SILVA & BRAGA, 1992).

É sabido, que as análises de rotina para extração de P são de curto prazo (horas), entretanto, o P continua a reagir com o solo durante longos períodos de tempo (dias) (MAGUIRE et al, 2001b). É por isso que muitos métodos têm sido recomendados para analisar a cinética de dessorção do P, para medir a quantidade do elemento liberado em diferentes momentos.

A cinética varia de acordo com cada tipo de solo e é a combinação da dessorção e dissolução do fósforo (McDOWELL & SHARPLEY, 2003). Assim como é significativamente afetada também pela alta concentração de óxidos de Fe e Al e pela elevada acidez dos solos tropicais, que provocam uma maior adsorção de P (CAIADO, 2005). Os métodos utilizados para avaliar a cinética de dessorção simulam a ação das raízes quanto à absorção do P disponível, mas podem também fornecer uma estimativa do total de P encontrado na solução do solo (McDOWELL & SHARPLEY, 2003).

A absorção de fósforo pelas raízes é altamente dependente da concentração desse elemento na solução do solo e a dessorção de P do solo geralmente é rápida na primeira hora, mas depois continua, lentamente, até o aparente equilíbrio entre o P da fase sólida e o P da fase líquida (TOOR & BAHL, 1998; SHARIATMADARI et al., 2005). Assim, os estudos sobre a cinética de dessorção de fósforo no solo ou nos constituintes do solo são de grande importância na avaliação da sua labilidade em um agroecossistema (SHARIATMADARI et al., 2005).

O conhecimento dos mecanismos da cinética e também das suas reações energéticas dão subsídios para melhor compreensão dos processos envolvidos, principalmente na interação fase sólida-solução (REIS et al.; 1995).

É importante ressaltar que a dessorção de P é fortemente controlada pela quantidade e natureza de alguns constituintes do solo, tais como argila, matéria orgânica, óxidos de ferro e alumínio e carbonatos (McDOWELL & SHARPLEY, 2003), assim como a declividade do terreno, a erosão pode mudar as propriedades dos solos, assim como o tamanho das partículas e distribuição da matéria orgânica (SHARIATMADARI et al.; 2005). Além do mais, a redução gradual da taxa de liberação de P com o tempo pode ser um resultado da diminuição da carga superficial e subsequente diminuição da interação entre os íons de fósforo adsorvido conforme a reação de dessorção progride (TOOR & BAHL, 1998; SHARIATMADARI et al., 2005). McDOWELL & SHARPLEY (2003), sugerem que em muitos casos a verdadeira cinética de dessorção, pode ser mascarada graças à readsorção de P pelo solo. A readsorção é um fenômeno conhecido, no qual, após a dessorção, parte do P extraído retorna aos sítios de adsorção (GATIBONI et al.; 2005). Portanto, os trabalhos que visam estudar a cinética do P têm por objetivo obter informações sobre os possíveis mecanismos de sua dessorção, bem como a relação entre as propriedades do solo e o crescimento vegetal.

2.5.1 Método da Resina trocadora de ânions (RTA)

O método da resina de troca aniônica, proposta inicialmente por AMER et al. (1955), passou por diversas melhorias (RAIJ & QUAGGIO, 1983). Entre elas está a mistura de resina de troca de cátions e de ânions que intensifica a extração de P e também permitem a determinação de Ca, Mg e K trocável no mesmo extrato (RAIJ et al., 1986) e a saturação por NaHCO_3 . Nesta situação os íons bicarbonato (HCO_3^-) tamponam o meio em pH próximo à neutralidade, favorecendo a extração de P do solo (RAIJ, 1999; RAIJ & QUAGGIO, 2001a; RAIJ, 2004), enquanto os íons sódio (Na^+) saturam a resina catiônica, possibilitando a retirada dos cátions trocáveis do solo (RAIJ & QUAGGIO, 2001a)

VAIDYANATHAM & TALIBUDDEN (1970) citado por RAIJ et al (1986), observaram um aumento na extração de P quando se utilizou juntamente com a resina aniônica a resina catiônica saturada por um cátion monovalente. RAIJ et al (1986),

também concluíram em seu trabalho que a inclusão da resina trocadora de cátions afeta a liberação de P do solo de uma maneira diferente quando se utiliza a resina trocadora de ânions isoladamente. RAIJ et al (1986) relataram que para alguns solos com nenhuma resposta à aplicação de P, a extração com o processo de troca iônica (resina aniônica e catiônica) foi muito eficaz, fornecendo resultados de P extraído dez vezes maior do que se utilizando apenas a resina trocadora de ânions.

Este método oferece um modelo que se assemelha com a absorção de P pelas plantas, onde há a transferência do P lábil para a solução do solo e daqui seguidamente para as raízes (RAIJ, 1991; RAIJ, 1994; MIRANDA et al, 2002; ROLIM et al, 2008). Seu uso fundamenta-se no fato de que o solo é um trocador de íons e o pH da suspensão resina-solo assemelhar-se ao pH do solo (RAIJ et al., 1986). Portanto, pode-se dizer que o método propicia paulatinamente e continuamente a remoção do P da solução do solo (P-lábil) (MIRANDA et al, 2002), expressando um equilíbrio entre P-lábil e P-solução (RAIJ 1991; RAIJ, 2004).

O método às vezes é considerado pouco adequado para análise de rotina, principalmente pelo longo período de agitação do solo com resina em suspensão aquosa, em geral de 16 h, e pela etapa laboriosa de separação da resina do solo após a agitação (SILVA & RAIJ, 1998). Entretanto, inúmeras vantagens sobre o uso do método da RTI são mencionadas em diversos trabalhos e as principais são: poder ser usado tanto em solos ácidos como em solos alcalinos (SILVA & RAIJ, 1998; ROLIM et al, 2008), não ser utilizado nenhum reagente químico que poderia dissolver fosfatos não-lábeis, a preferência de extração é para formas lábeis, sejam elas P-Ca, P-Al ou P-Fe (RAIJ et al., 1986; RAIJ 2004), não superestimar, como os extratores ácidos, a disponibilidade de P em solos tratados com fosfatos naturais e ser o método que apresenta o melhor embasamento teórico para a determinação do chamado “fator quantidade” de P nos solos, que é o mais importante índice da disponibilidade do nutriente (SILVA & RAIJ, 1998).

2.5.2 Método Mehlich-1

O método Mehlich-1, conhecido também como duplo-ácido ou Carolina do Norte, é composto de uma mistura de ácidos fortes em baixas concentrações (H_2SO_4 0,0125 mol L⁻¹ e HCl 0,05mol L⁻¹) e com pH entre 2 e 3 (RAIJ, 2004). O papel do Cl⁻

(cloreto) é de restringir o processo de readsorção dos fosfatos recém extraídos (SILVA, 2002).

Alguns autores consideram o método de fácil uso rotineiro, principalmente por ser uma análise de baixo custo e por permitir a obtenção de extratos límpidos que decantam facilmente, dispensando a filtragem das suspensões de solo. Entretanto, SILVEIRA (2000) e RHEINHEIMER et al. (2003) destacam em seus trabalhos que apesar dessa simplicidade e dessa rapidez, os extratores ácidos apresentam baixa capacidade de extração de P em Latossolos com textura argilosa e com teores elevados de óxidos de ferro e de alumínio, ou seja, em solos com maior capacidade máxima de adsorção de P e, conseqüentemente, maior fator capacidade de P.

Extratores ácidos dissolvem predominantemente o P ligado ao Ca e quantidades menores de P ligado a Fe e Al, em função das características de solubilidade dos fosfatos (SILVA & RAIJ, 1999). Os extratores ácidos são menos indicados para solos de regiões tropicais úmidas com predominância de caulinita e de óxidos de Fe e Al na fração argila. Como o extrator ácido tem pH próximo de 2, torna-se inadequado para a solubilização de fosfatos de Fe e Al e é extremamente favorável para a extração de fosfato de Ca, mesmo em formas não lábeis (RAIJ, 1991)

É importante destacar que o extrator Mehlich 1 apresenta dois problemas na estimativa dos teores de P no solo. O primeiro refere-se a uma exaustão da capacidade de extração com o aumento dos teores de argila e do grau de intemperização do solo (NOVAIS & SMYTH, 1999). O segundo problema é a superestimativa da disponibilidade de P em solos previamente adubados com fosfatos naturais (GATIBONI et al., 2003).

2.5.3 Método do Grau de Saturação de Fósforo (GSP)

Alguns métodos têm sido utilizados como um indicador de risco de perdas de P solúvel dos solos para o ambiente aquático. Os mais utilizados são o Índice de Saturação de Fósforo (IPS) e Grau de Saturação de Fósforo (GSP). O primeiro avalia a intensidade com que o P é ligado aos óxidos amorfos de Fe e de Al, a fração molar $P_{ox}/Al_{ox}+Fe_{ox}$ menor que 1 sugere excesso de Fe e Al ligado ao P, ou seja, baixa disponibilidade. Valores acima de 1 sugerem alta disponibilidade (PASTENE, 1981; ELLIOTT et al., 2002; CASSON et al., 2006).

Por sua vez o GSP mede a capacidade de dessorção do P total do solo e é representado por uma razão percentual entre o P extraível e a capacidade de dessorção

do P total no solo. Portanto, o GSP leva em conta tanto o fator P intensidade, como o fator capacidade, considerando conseqüentemente, a variabilidade da perda de P devido aos tipos de solo e o risco de perda de P do solo para as água superficiais.

O GSP é calculado utilizando-se a fórmula $[(P_{ox}/(\alpha(Al_{ox}+Fe_{ox})))\times 100]$ (%), onde os teores P, Fe e Al são medidos através de extração com ácido oxálico e oxalato de amônio, conhecido por remover P dos óxidos amorfos de Fe e Al no solo (JORDÃO, 2006). Para solos ácidos, a soma do Al_{ox} e Fe_{ox} é usada como uma estimativa da capacidade de sorção de P e o P_{ox} o fator intensidade (SCHOUmans, 2000). O subscrito “ox” significa Al, Fe e P extraídos com oxalato, em $mmol\ kg^{-1}$ (FREESE et al., 1995).

O valor α é um fator empírico que se baseia nos diferentes solos e em suas propriedades. Como o solo reage todo o tempo com o P, valores de α dependem do tempo de reação, das concentrações do P em solução e de outras condições experimentais (VAN RIEMSDIJK & VAN DER LINDER, 1986). Em muitos trabalhos o valor de α pode variar de 0,34 a 0,68 (MAGUIRE et al.; 2001). No entanto, em muitos estudos, o valor 0,50, tem sido usado para o fator α (BEAUCHEMIN et al, 1996; BREEUWSMA & SILVA, 1992; KOOPMANS et al., 2003; SCHOUmans, 2000; SIMS et al., 2002; CASSON et al., 2006). Segundo FREESE et al (1992) utilizar 0,5 fornece um valor máximo hipotético e, portanto é o valor que mais deve ser utilizado no cálculo do GSP. No presente trabalho, optou-se por utilizar $\alpha= 0,50$ para facilitar comparações com estudos anteriores.

Menor será a capacidade do solo de reter P adicionado quanto maior for a razão $P_{ox}/\alpha(Al_{ox}+Fe_{ox})$, ou seja, GSP é alto, e vice-versa (PAUTLER & SIMS, 2000; MAGUIRE et al., 2001b). Solos com altos valores de GSP são considerados de alto risco de perda de P e são mais susceptíveis à lixiviação e ao escoamento superficial, por manterem alta concentração de P em solução (PAUTLER & SIMS, 2000; HOODA et al., 2000; NAIR et al., 2004; ALLEN et al., 2006).

Pesquisas conduzidas em solos ácidos no Canadá e em outros locais (BREEUWSMA et al. 1995) indicaram que o GSP foi um critério muito útil para prever a concentração de P nas águas de superfície e de drenagem. As orientações para a aplicação de um novo fertilizante nas culturas de batata e milho em Quebec foram realizadas utilizando o conceito de GSP de solos ácidos (Ministério do Meio Ambiente e Fauna de Quebec, 1998).

Valores de GSP entre 25 a 40% estão geralmente associados com um grande risco de perda de P por lixiviação ou por fluxo superficial (PAUTLER & SIMS, 2000). Alguns autores têm proposto GSP de 25% ou maior como sendo um valor crítico, onde a perda potencial de P pela enxurrada e por lixiviação torna-se perigosa e inaceitável (BREEUWSMA & SILVA, 1992; BREEUWSMA et al., 1995; SHARPLEY et al., 1996; McDOWELL et al., 2001). Esse valor corresponde potencialmente a 0,1 mg de ortofosfato por litro (VAN DER ZEE et al., 1987) ou 0,15 mg P total L⁻¹ (SCHOUMANS & GROENENDIJK, 2000).

Segundo SAWYER (1947) e VOLLENWEIDER (1968), concentrações de P dissolvido de 0,01 são em geral suficientes para provocar eutrofização dos corpos de água.

As maiores vantagens desse índice são: (a) é muito simples, (b) pode ser facilmente determinado, (c) seu valor crítico pode estar relacionado com efeitos no meio ambiente (concentrações de P nas águas subterrâneas a longo prazo) e (d) os mapas pedológicos podem ser facilmente transferidos para mapas de vulnerabilidade se os dados químicos dos solos estiverem disponíveis (SCHOUMANS et al., 2002).

Segundo os autores que descreveram o método, SHOUMANS & GROENENDIJK (2000), a iluminação interfere na ação dos extratores em reduzir Fe, razão esta do procedimento ser realizado no escuro.

2.5.4 Método CaCl₂ 0,01 mol/L

O método CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ extrai o P biologicamente mais disponível (P facilmente solúvel). O principal objetivo do método CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ é a determinação da concentração de P na solução do solo, necessário para um ótimo crescimento da planta, é o fator intensidade (I). Sob certas condições do solo e da cultura, o método proporciona uma boa previsão de quanto fertilizante fosfatado o solo necessita. Essa aproximação parece ser mais útil para solos arenosos, no qual a conversão do P do fertilizante para formas insolúveis é mínima (STEVENSON, 1986);

2.6 Fracionamento

A disponibilidade do P do solo é dependente das reações físico-químicas e biológicas, tais como dessorção, adsorção, dissolução mineral do P inorgânico,

mineralização do P orgânico por microorganismos e imobilização do P inorgânico (NOVAIS & SMYTH, 1999; PRITCHARD, 2005; MATINAZZO et al, 2007).

Para entender melhor a dinâmica, a natureza e a distribuição do fósforo em solos, é necessário conhecer as diferentes frações do elemento, mediante a utilização sequencial de diferentes soluções extratoras (SILVA & RAIJ, 1999). As frações fornecem informações importantes para avaliar a disponibilidade do fósforo no solo.

Diversos autores têm utilizado a técnica de fracionamento de P proposta por HEDLEY et al. (1982) modificado por SUI et al. (1999), que usa, seqüencialmente, extratores de menor a maior força de extração, os quais removem P inorgânico (Pi) e orgânico (Po) das formas mais disponíveis às mais estáveis. Os extratores são: (a) CaCl_2 0,01 mol L^{-1} extrai o P biologicamente mais disponível (P facilmente solúvel), (b) NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} (pH: 8,2) extrai as frações mais lábeis (Po e Pi), (c) NaOH 0,1 mol L^{-1} extrai o Pi quimiosorvido a óxidos de Al e Fe, o qual é moderadamente lábil, (d) HCl 1 mol L^{-1} extrai Pi contido nos fosfatos de Ca fortemente adsorvido e outros menos reativos e (e) digestão $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{HCL}$ que extrai o fósforo residual inorgânico + orgânico do solo, mais resistente, que não pode ser extraído nas frações anteriores (GATIBONI, 2003).

As técnicas de fracionamento visam à identificação das formas preferenciais com que o fósforo é retido no solo, sua ocorrência e magnitude com que contribuem para a capacidade de suprimento de fósforo às plantas (GATIBONI, 2003). Além disso, o método permite medir as frações orgânicas, podendo, por isso, ser usado para acompanhar também transformações de P causadas por processos biológicos do solo (ARAÚJO et al. 2004).

3 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo proposto foi desenvolvido com dois solos de diferentes texturas (arenoso e argiloso) e em diferentes pHs (muito ácido e moderadamente ácido). As atividades de pesquisa sobre a avaliação dos métodos de extração de P dos solos tratados com lodo de esgoto foram desenvolvidas nos laboratórios do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Solos e Recursos Ambientais do Instituto Agrônomo de Campinas, em Campinas, São Paulo.

3.1 Caracterização geral do experimento

Para desenvolver o estudo proposto o plano do trabalho foi dividido nas seguintes etapas:

a) Modificação do pH das duas amostras de solo (argiloso e arenoso) tratadas com três doses de lodo de esgoto, por meio de tratamento com HNO_3 $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ ou com calcário dolomítico com a finalidade de obter diferentes pHs (aqui referido como muito ácido (_a) e moderadamente ácido (_m)).

b) Incubação com umidade mantida à capacidade de campo das amostras em vasos abertos, mas protegidos de luz, por um período de dois meses, de tal maneira a obter uma densidade global semelhante àquela encontrada no campo.

c) Extração de fósforo nas amostras originais de solo e nos dois pHs no final da incubação, utilizando três extratores: Mehlich-1 (MEHLICH, 1953), resina trocadora de ânions (RAIJ & QUAGGIO, 1983), CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ (HEDLEY et al. 1982), e um índice ambiental: grau de saturação de fósforo (SHOUMANS et al. 2000), empregando o tempo de extração convencional dos métodos e mais cinco tempos de extração não-convencionais.

d) Extração seletiva dos componentes fosfatados em todas as amostras (com pH muito ácido e também com pH moderadamente ácido), empregando uma seqüência de extratores químicos (fracionamento), baseado no método de HEDLEY et al. (1982), modificado por SUI et al. (1999).

e) Execução das análises de variância e análise de regressão polinomial, a fim de descrever a dessorção de P nos métodos de extração estudados.

O delineamento experimental utilizado foi um fatorial 3 (doses de lodo: 0, 8 e 16 t ha^{-1}) x 2 (pHs: muito ácido e moderadamente ácido) x 6 (tempos de extração), com cinco repetições.

3.2 Características dos solos, localização e análise dos resultados

Foram utilizadas amostras de dois solos. Um deles classificado como Latossolo Vermelho distrófico psamítico (SIBCS, 1999) textura arenosa, com cultura de eucalipto da fazenda Entre Rios da Suzano Bahia Sul Papel e Celulose S.A., localizado no município de Itatinga, SP. A área localiza-se a $23^\circ 02'$ de latitude Sul e $48^\circ 37'$ de longitude Oeste, a uma altitude média de 830 m. O clima da região, segundo Köppen, é do tipo Cwa, ou seja, mesotérmico úmido com inverno seco. A precipitação média anual

é de 1.167 mm. O outro, classificado como Latossolo Vermelho Distroférrico textura argilosa do Campo Experimental da EMBRAPA Meio-Ambiente, com cultura de milho, localizado em Jaguariúna-SP, latitude 22°41' sul, longitude 47° W.Gr e altitude de 570m. O clima da região, segundo Köppen é também do tipo Cwa.

Para cada solo, foram coletadas três amostras, na profundidade de 0-10 cm, que receberam três doses de lodo de esgoto: 0; 8 e 16 t ha⁻¹ (dose 0, dose 1 e dose 2 respectivamente) e foram denominadas como I0_a, I8_a, I16_a, e J0_m, J8_m, J16_m. Sendo I- solo de Itatinga, J- solo de Jaguariúna, 0, 8 e 16 as doses de lodo de esgoto em t ha⁻¹ e “a” e “m” refere-se ao pH original das amostras, consideradas muito ácido (a) para o solo arenoso e moderadamente ácido (m) para o solo argiloso.

No solo do experimento de Jaguariúna a aplicação de lodo ocorreu em abril/99, dezembro/99, outubro/00, novembro/01, novembro/02 e dezembro/03. No solo do experimento de Itatinga houve uma única aplicação de lodo, a qual foi realizada em dezembro/2004. As amostras de solo foram coletadas respectivamente 4 e 3 anos após a última aplicação de lodo de esgoto, em julho/2007.

O delineamento experimental utilizado no estudo, para cada método de extração, índice ambiental e tipo de solo, foi um fatorial 3 (doses de lodo: 0, 8 e 16 t ha⁻¹) x 2 (pHs: muito ácido e moderadamente ácido) x 6 (tempos de extração) inteiramente casualizado e com cinco repetições. Embora a incubação das amostras com pH modificado tenha sido feita concomitantemente, os ensaios com os métodos de extração foram feitos em bateladas distintas, separando os solos e os métodos no tempo. Desta forma, o tipo de solo e o método de extração não foram considerados como fatores de variação para cálculo da ANOVA e não foram comparados.

Os dados foram submetidos à análise de variância e, quando dos efeitos e interações significativos, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey com 5% de significância ou análise de regressão, dependendo da adequação à variável estudada. O software empregado nestas análises foi o Sisvar versão 5.0 (Build 68).

3.2.1 Caracterização química das amostras estudadas

A caracterização química para avaliação da fertilidade do solo (RAIJ et al., 2001) e de parâmetros, tais como a análise granulométrica (CAMARGO et al., 1986), que podem influenciar a extração de P pelos métodos estudados é mostrada na tabela 4.

As amostras do solo arenoso, tais como I0_a e I0_m têm teores de P disponíveis considerados médios (8 e 8 mg dm⁻³), as amostras I8_a e I8_m (15 e 20 mg dm⁻³) teores considerados altos e as amostras I16_a e I16_m teores considerados muito altos (20 e 36 mg dm⁻³) segundo classificação para culturas anuais (RAIJ et al., 1996). Os teores de P disponíveis nas amostras do solo argiloso são considerados: J0_m e J0_a muito baixos (6 e 5 mg dm⁻³), J8_m e J8_a médios (30 e 45 mg dm⁻³) e J16_m e J16_a altos (62 e 77 mg dm⁻³) segundo classificação para culturas florestais (RAIJ et al., 1996).

Tabela 4. Caracterização química e física das amostras empregadas nos ensaios, na camada de 0-10 cm.

Características	Amostras											
	Solo arenoso						Solo argiloso					
	I0 _a	I0 _m	I8 _a	I8 _m	I16 _a	I16 _m	J0 _m	J0 _a	J8 _m	J8 _a	J16 _m	J16 _a
Matéria Org. (g/dm ³)	26	28	28	32	24	27	19	16	18	24	20	26
pH (CaCl ₂ 0,01 mol/L)	3,7	5,3	4,1	5,2	3,7	5,4	5,0	4,5	5,0	4,4	4,8	4,3
P resina (mg/dm ³)	8	8	19	15	20	36	6	5	30	45	62	77
P total (mg/dm ³)*	63,8	65,4	95,3	93,0	111	138	165	162	336	326	440	458
K (mmol _c /dm ³)	0,7	0,7	0,8	0,7	0,7	0,6	0,9	0,8	2,0	1,8	2,0	1,6
Ca (mmol _c /dm ³)	3	21	12	29	2	20	25	22	34	26	36	26
Mg (mmol _c /dm ³)	4	20	15	29	1	17	15	9	14	9	16	8
H+Al (mmol _c /dm ³)	80	28	88	38	80	28	31	42	34	58	42	64
S.B (mmol _c /dm ³)	7,7	41,7	27,8	58,7	3,7	37,6	40,9	31,8	50	36,8	54	35,6
CTC (mmol _c /dm ³)	87,2	69,5	116,2	96,8	83,2	65,4	71,7	74,1	84,3	94,8	96,3	100
V% (%)	9	60	24	61	4	58	57	43	59	39	56	36
Areia (g/kg)	870						490					
Silte (g/kg)	30						110					
Argila (g/kg)	100						400					

Amostras do solo arenoso (com cultura de eucalipto): **I0_a**, **I0_m**: sem aplicação de lodo (0 t ha⁻¹) e com pH muito ácido e moderadamente ácido respectivamente; **I8_a** e **I8_m**: com aplicação de lodo (8 t ha⁻¹) e com pH muito ácido e moderadamente ácido, **I16_a** e **I16_m**: com aplicação de lodo (16 t ha⁻¹) e com pH muito ácido e moderadamente ácido respectivamente. Amostras solo argiloso (com cultura de milho): **J0_m** e **J0_a**: sem aplicação de lodo (0 t ha⁻¹) e com pH moderadamente ácido e muito ácido respectivamente, **J8_m** e **J8_a**: com aplicação de lodo (8 t ha⁻¹) e com pH moderadamente ácido e muito ácido respectivamente, **J16_m** e **J16_a**: com aplicação de lodo (16 t ha⁻¹) e com pH moderadamente ácido e muito ácido respectivamente.

*Considerando densidade igual a 1 (um).

3.3 Alteração do pH

Para estudar alterações na disponibilidade do P em função do pH, este atributo original das amostras foi modificado para que se atingisse um valor em torno de 5,0 para o solo arenoso e em torno de 4,0 para o solo argiloso, dividindo-se para isso, cada amostra em duas. Por exemplo, a amostra $I0_a$ foi dividida e a outra parte foi denominada como $I0_m$. Portanto o experimento constou de seis amostras para cada solo. As amostras do solo do experimento de Itatinga são: $I0_a$, $I0_m$, $I8_a$, $I8_m$, $I16_a$ e $I16_m$ e as amostras do solo do experimento de Jaguariúna são: $J0_m$, $J0_a$, $J8_m$, $J8_a$, $J16_m$ e $J16_a$. (Tabela 4).

Inicialmente, a mudança do pH seria feita no solo argiloso e arenoso com solução de ácido nítrico (HNO_3) $0,1 \text{ mol L}^{-1}$. Entretanto, as amostras do solo arenoso ($I0_a$, $I8_a$ e $I16_a$), apresentaram originalmente pH muito ácido (Tabela 4) e por essa razão optou-se, por aumentar o pH com um corretivo (calcário dolomítico, PRNT= 95%). A quantidade de calcário aplicado às amostras foi calculada segundo a fórmula de RAIJ et al (1996). Para tal considerou-se a quantidade de solo (3 kg para cada amostra) a CTC e V% das amostras originais ($I0_a$, $I8_a$ e $I16_a$), segundo a tabela 4 para obter $v = 80\%$ (RAIJ et al., 1996). Portanto, as amostras $I0_m$, $I8_m$ e $I16_m$, receberam respectivamente 5,9; 5,7 e 5,5 g do corretivo.

A acidulação das amostras do solo argiloso foi feita segundo CAMARGO & RAIJ (1989), da seguinte maneira: com ajuda de um béquer pesaram-se 1.000 g de cada amostra ($J0_m$, $J8_m$ e $J16_m$) e cada uma delas foi colocada dentro de colunas feitas em PVC (Figura 4). A seguir foram cobertas com uma camada de 2 cm de areia fina lavada e uma manta acrílica, com o objetivo de se percolar 200 mL da solução HNO_3 $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ de forma uniforme e assim alterar o pH das amostras originais. A vazão da solução ácida foi controlada com ajuda de uma pinça rolete (Figura 5). Após total passagem da solução HNO_3 $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ pela coluna, percolaram-se 1.000 mL de água deionizada, para eliminação do excesso de H^+ .

Depois de uma semana, ambas as amostras foram retiradas das colunas com ajuda de uma espátula, secas ao ar e passadas em peneira de 2 mm de abertura de malha (TSFA), com o objetivo de incubá-las em vasos abertos, com umidade mantida à capacidade de campo.

Nas figuras 4 e 5 está ilustrado o processo de acidulação do solo argiloso.

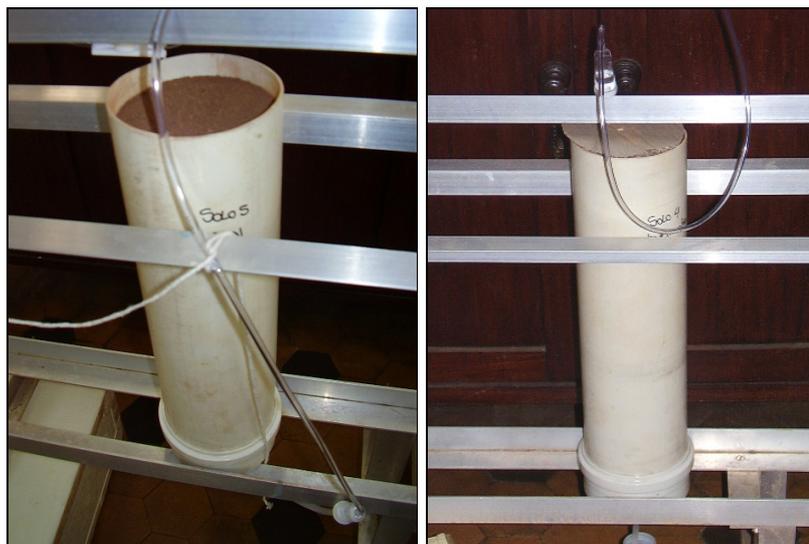


Figura 4. Coluna de percolação.



Figura 5. Pinça Rolete para passagem da solução HNO_3 $0,1 \text{ mol L}^{-1}$

3.4 Qualidade do fertilizante orgânico: lodo de esgoto

3.4.1 Lodo aplicado no solo argiloso

O lodo de esgoto foi fornecido pela Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Franca, em funcionamento desde março de 1998. O produto fabricado na estação é um bio-sólido, classificado pelo Ministério da Agricultura como Condicionador de Solo, pois trata o esgoto essencialmente domiciliar (VANZO et al.; 2000).

O processo de tratamento de esgoto utilizado na ETE Franca é o de lodos ativados convencional. Alguns produtos químicos são utilizados no processo de tratamento, polímero para a desidratação de lodo e férrico para adensamento do lodo.

Os cálculos das doses de lodo foram realizados em função do nitrogênio disponível para as plantas de milho, considerando como sendo 30% a taxa de mineralização do nitrogênio (CETESB, 1999), o qual seguiu os seguintes passos: (1) conforme recomendação técnica para a área experimental, a dose recomendada de N foi de 158,4 kg ha⁻¹, valor este considerado como sendo 100 % do recomendado de N; (2) por exemplo na última aplicação, o lodo de esgoto continha 32,2 g kg⁻¹ de N (Tabela 5), (3) considerando que o fator de mineralização do lodo para cálculo do N disponível era de 0,30, então havia 9,90 kg de N disponível por tonelada do resíduo; (4) taxa de aplicação (t ha⁻¹) = [N recomendado (kg ha⁻¹) / N disponível (kg t⁻¹)] = (158,4/9,90) = 16 t ha⁻¹.

Portanto, 16,0 t ha⁻¹ de lodo de esgoto seco foi definida como sendo a dose de 100% baseado no critério de N; 8,0 t ha⁻¹ a dose de 50 % (Tabela 5).

Tabela 5. Doses de lodo de esgoto aplicadas, para corresponder a 0, 50, 100 t N ha⁻¹.

Tratamentos	t N ha ⁻¹
0 - (Dose 0)	0
1N - (Dose 1)	8,0
2N - (Dose 2)	16,0

As principais características desse lodo estão apresentadas na tabela 6 e foram determinadas de acordo com CONAMA 375 (2006). Pode-se observar na referida tabela a existência de seis aplicações de lodo.

Tabela 6. Características químicas do lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Esgoto de Franca (LF), localizada no estado de São Paulo, utilizados nos plantios de milho.

Atributo	Unidade ⁽¹⁾	abril/99	dez/99	out/00	nov/01	nov/02	dez/03
		LF	LF	LF	LF	LF	LF
Alumínio	mg/kg	32.564	33.500	23.317	18.189	21.672	30.302
Arsênio	mg/kg	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾
Boro	mg/kg	40,7	7,1	19,7	10,4	13,6	3,2
Cádmio	mg/kg	3,3	2,0	2,1	1,1	0,6	1,0
Cálcio	g/kg	29,2	16,8	24,8	13,3	11,5	10,4
Carbono orgânico	g/kg	305	374	382	371	475	200
Chumbo	mg/kg	199,6	118	140,5	78,6	43,0	26,6
Cobre	mg/kg	240	359	241	187	196	152
Cromo total	mg/kg	634	1.325	1.230	202	182	128
Enxofre	g/kg	16,3	13,3	15,7	9,3	10,1	6,5
Ferro	mg/kg	33.793	31.700	24.176	39.895	64.900	77.997
Fósforo	g/kg	16,0	21,3	12,9	13,8	27,3	18,3
Magnésio	g/kg	2,2	2,5	2,2	2,7	5,0	3,0
Manganês	mg/kg	349	267	233	440	713	683
Mercúrio	mg/kg	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾
Molibdênio	mg/kg	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾	<1,0 ⁽³⁾
Níquel	mg/kg	54,7	74	72,4	63,9	49,5	50,7
Nitrogênio- amoniacal	mg/kg ⁽²⁾	4.803	119	2.094	2.331	2.009	3594
Nitrogênio Kjeldahl	g/kg	47,0	50,8	55,2	47,4	43,1	32,2
Nitrogênio- Nitrato-nitrito	mg/kg ⁽²⁾	22,0	54,8	43,9	56,4	38,3	66,5
pH		6,3	6,4	5,4	8,9	8,3	7,8
Potássio	g/kg	1,0	1,0	1,0	1,5	1,0	0,7
Selênio	mg/kg	<0,01 ⁽³⁾	<1 ⁽³⁾	<1 ⁽³⁾	<0,01 ⁽³⁾	<0,1 ⁽³⁾	<0,01 ⁽³⁾
Sódio	g/kg	0,5	0,6	0,9	0,5	0,4	0,3
Sólidos Voláteis	%	60,5	-	72,5	67,0	58,6	42,0
Umidade	%	6,0	52,1	2,8	81,4	76,6	75,0
Zinco	mg/kg	1.230	1.590	1.198	773	890	640

(1) Os valores de concentração são dados com base na matéria seca.

(2) Os valores de concentração para nitrogênio nas formas amoniacal e nitrato foram determinados na amostra nas condições originais utilizando-se para tanto, o método de destilação por arraste a vapor e a determinação do C orgânico foi feita por titulometria com digestão com dicromato em bloco digestor, descritos em RAIJ et al., (2001). Para os metais, a análise seguiu as orientações sugeridas pela USEPA, SW-846 método 3051, sendo o Na e K determinados por fotômetro de chama e os demais por ICP-AES. A umidade e os sólidos voláteis foram determinados por perda de massa a 60 e 500°C, respectivamente. Determinou-se o pH em extrato aquoso (1:5).

(3) Menor do que o limite de quantificação.

3.4.2 Lodo aplicado no solo arenoso

O lodo de esgoto foi fornecido pela Companhia Saneamento de Jundiaí (CSJ). O lodo foi gerado em sistema de lagoas aeradas de mistura completa, seguida de lagoas de decantação. O desaguamento foi feito com floculação à base de polímero catiônico, seguido de centrifugação e secagem em pátio, com revolvimento mecânico. As principais características desse lodo são apresentadas na tabela 7.

Tabela 7. Características químicas do lodo de esgoto fornecido pela CSJ, aplicado no solo arenoso em 2004, utilizado em florestas plantadas de eucalipto.

Atributo	2004	
	Unidade ⁽¹⁾	CSJ
Alumínio	mg/kg	15888
Arsênio	mg/kg	<1,0 ⁽³⁾
Boro	mg/kg	7,6
Cádmio	mg/kg	11
Cálcio	g/kg	8,1
Carbono orgânico	g/kg	340
Chumbo	mg/kg	85
Cobre	mg/kg	881
Cromo total	mg/kg	111
Enxofre	g/kg	16,4
Ferro	mg/kg	16062
Fósforo	g/kg	8,1
Magnésio	g/kg	1,6
Manganês	mg/kg	483
Mercúrio	mg/kg	<1,0 ⁽³⁾
Molibdênio	mg/kg	<1,0 ⁽³⁾
Níquel	mg/kg	26
Nitrogênio- amoniacal	mg/kg ⁽²⁾	3600
Nitrogênio Kjeldahl	g/kg	33,0
Nitrogênio- Nitrato-nitrito	mg/kg ⁽²⁾	18,0
pH		6,2
Potássio	g/kg	1,0
Selênio	mg/kg	<1,0 ⁽³⁾
Sódio	g/kg	1,0
Sólidos Voláteis	%	65
Umidade	%	79
Zinco	mg/kg	989

(1) Os valores de concentração são dados com base na matéria seca.

(2) Os valores de concentração para nitrogênio nas formas amoniacal e nitrato foram determinados na amostra nas condições originais utilizando-se para tanto, o método de destilação por arraste a vapor e a determinação do C orgânico foi feita por titulometria com digestão com dicromato em bloco digestor, descritos em RAIJ et al., (2001). Para os metais, a análise seguiu as orientações sugeridas pela US-EPA, SW-846 método 3051, sendo o Na e K determinados por fotômetro de chama e os demais por ICP-AES. A umidade e os sólidos voláteis foram determinados por perda de massa a 60 e 500°C, respectivamente. Determinou-se o pH em extrato aquoso (1:5).

(3) Menor do que o limite de quantificação.

Para este solo a quantidade de lodo de esgoto aplicada também foi realizada baseada no critério do nitrogênio, de acordo com a norma P. 4.230 da CETESB (1999), o qual

seguiu os seguintes passos: (1) conforme recomendação técnica da Suzano para a área experimental, a dose recomendada de N foi de 142 kg ha⁻¹, valor este considerado como sendo 100 % do recomendado de N para a cultura de eucalipto; (2) o lodo de esgoto continha 33 g kg⁻¹ de N (Tabela 7), (3) considerando que o fator de mineralização do lodo, para cálculo do N disponível, era de 0,28, então havia 9,24 kg de N disponível por tonelada do resíduo; e, então, (4) taxa de aplicação (t ha⁻¹) = [N recomendado (kg ha⁻¹) / N disponível (kg t⁻¹)] = (142/9,24) = 15,4 t ha⁻¹. Portanto, 15,4 t ha⁻¹ de lodo de esgoto seco foi definida como sendo a dose de 100% baseado no critério de N; 7,7 t ha⁻¹ a dose de 50 % (Tabela 8).

Em dezembro de 2004, o lodo de esgoto foi distribuído superficialmente no solo, em faixa de aproximadamente 30 cm na linha de plantio com auxílio de uma adubadeira.

Tabela 8. Doses de lodo de esgoto aplicadas, para corresponder a 0, 50, 100 t N ha⁻¹.

Tratamentos	t N ha ⁻¹
0 - (Dose 0)	0
1N - (Dose 1)	8
2N - (Dose 2)	16

3.5 Estudo com os extratores e com o índice ambiental

As extrações e o índice ambiental de fósforo foram feitas nas amostras originais e nas amostras que tiveram seu pH modificado. Os extratores de P estudados foram: Mehlich-1 (MEHLICH, 1953), resina trocadora de ânions (RTA) (RAIJ & QUAGGIO, 1983), CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ (HEDLEY et al., 2000) e o índice ambiental grau de saturação de fósforo (GSP) (SHOUMANS et al., 2000). Estabeleceram-se tempos diferentes de agitação em relação ao tempo originalmente fixado pelos métodos. Os tempos de agitação estabelecidos foram 1, 3, 5 (original do método), 10, 15 e 20 min para Mehlich-1, 6, 10, 16 (original do método), 22, 28 e 34 h para RTA; 0,5, 1, 2 (original do método), 4, 6 e 8 h para GSP e 0,5, 1, 2 (original do método), 4, 6 e 8 h para CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, com cinco repetições.

3.5.1 Mehlich-1

A análise adotada foi baseada no método de MEHLICH (1953). Para determinar a quantidade de P do solo, pesou-se uma quantidade de terra contida em $2,5 \text{ cm}^3$ de TFSA em erlenmeyer de 125 ml. A essa massa, adicionaram-se 25 mL de solução extratora duplo-ácido (HCl 0,05 M + H₂SO₄ 0,0125 M). As amostras foram agitadas a 180 rpm em agitador horizontal circular por 1, 3, 5 (original do método), 10, 15 ou 20 min e deixadas em repouso por dezesseis horas, para obtenção do extrato límpido. Após esse procedimento foram pipetados, exatamente, 5 ml do sobrenadante (extrato) em erlenmeyer de 125 ml. A esse extrato, adicionaram-se 10 ml de solução ácido de molibdato de amônio diluída e ± 30 mg de ácido ascórbico. O extrato foi agitado durante 2 min em agitador horizontal circular e deixado para desenvolver a cor durante uma hora. A concentração de P foi determinada espectrofotometricamente a 660 nm.

3.5.2 Resina trocadora de ânions

A análise adotada foi baseada no método de RAIJ & QUAGGIO (1983). Transferiram-se $2,5 \text{ cm}^3$ de TSFA em frascos plásticos cônicos truncados de 80 mL. Adicionaram-se 25 mL de água e uma bolinha de vidro. Os frascos foram tampados e agitados durante 15 min. As bolinhas de vidro foram retiradas e nos frascos adicionaram-se $2,5 \text{ cm}^3$ de resina aniônica IRA-400. Novamente, os frascos foram fechados e agitados durante 6, 10, 16 (original do método), 22, 28 ou 34 h, em agitador com movimento circular-horizontal, a 220 rpm. Após agitação, os frascos foram abertos e com um jato de água, foram transferidos a suspensão de solo e a resina para uma peneira com malha de poliéster de 0,4 mm de abertura. A resina foi lavada com o mínimo de água, até parar de sair argila. A peneira foi virada sobre um funil colocado em cima de um frasco plástico de 100 ml. Transferiu-se toda a resina da peneira para o frasco usando-se exatamente 50 ml de solução de NH₄Cl 0,8 mol L⁻¹ em HCl 0,2 mol L⁻¹. As suspensões ficaram em repouso por 30 min para permitir evolução do gás carbônico. Em seguida, os frascos foram fechados e agitados por 1 h a 220 rpm. Após esse tempo, diluíram-se 4 mL do extrato obtido com 16 mL da solução diluída de molibdato, com o auxílio de diluidor. A determinação do P no extrato foi realizada em espectrofotômetro com sistema de leitura digital após 15 min, com transmissão máxima em 720 nm (RAIJ et al., 2001).

3.5.3 Grau de Saturação de Fósforo

A análise adotada foi baseada no método de SHOUMANS et al. (2000). Para tanto, pesaram-se 2,5g de solo em erlenmeyer. A essa massa foram adicionados 50 mL de solução extratora (16,2 g de oxalato de amônio [(COONH₄)₂H₂O] e 10,8g de ácido oxálico [(COOH₂).2H₂O] em 1000 mL de água deionizada) a pH 3,0 (± 0,1). As amostras foram agitadas no escuro, em agitador horizontal do tipo “agitador-incubadora” por 0,5, 1, 2 (original do método), 4, 6 ou 8 h, a 180 rpm, em temperatura controlada de 20°C. Em seguida, as amostras foram filtradas em papel de filtro para filtração lenta. Posteriormente à filtração, pipetaram-se 10 mL do extrato, aos quais foram adicionados 40 mL de HCl 0,01 mol L⁻¹. Preparou-se um branco juntamente com as amostras. As amostras foram conservadas em baixa temperatura (4°C) até a determinação de P, Al e Fe em espectrofotômetro de emissão óptica com plasma induzido ICP-AES. Esse período não ultrapassou uma semana. Para o cálculo do GSP utilizou-se a seguinte equação:

$$\text{GSP (\%)} = [\text{P}_{\text{ox}} / \alpha (\text{Fe}_{\text{ox}} + \text{Al}_{\text{ox}})] * 100$$

Onde:

- P_{ox} = concentração de P (mmol/kg) nas amostras de solo.
- Fe_{ox} e Al_{ox} = concentração de Fe e Al amorfo (mmol/kg) nas amostras de solo.
- α = 0,5, um fator empírico que se baseia nos diferentes solos e em suas propriedades (BEAUCHEMIN et al, 1996; BREEUWSMA & SILVA, 1992; KOOPMANS et al., 2003; SHOUMANS, 2000; SIMS et al., 2002; CASSON et al., 2006).
- 100 = conversão para porcentagem.

3.5.4 CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹

A análise adotada foi baseada no método de HEDLEY et al., (1982). Em 20 ml de solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ suspenderam-se 5 g de TFSA em erlenmeyer de 125 ml. As amostras foram agitadas a 180 rpm em agitador horizontal circular por 0,5, 1, 2 (original do método), 4, 6 ou 8 h. A solução resultante foi filtrada em papel de filtro (filtração lenta) e a determinação do P foi feita em espectrofotômetro de emissão óptica com plasma induzido (ICP-AES).

3.6 Fracionamento do P

A análise adotada foi a técnica de fracionamento de P proposta por HEDLEY et al. (1982) modificado por SUI et al. (1999).

Os extratores utilizados foram: (a) CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ - P biologicamente mais disponível, (b) NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (pH:8,2) - extrai as frações mais lábeis, (c) NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ - extrai o P inorgânico quimiosorvido a óxidos de Al e Fe (d) HCl 1 mol L^{-1} - extrai P inorgânico contido nos fosfatos de Ca (GATIBONI, 2003) e (e) digestão $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{HCl}$ (USEPA, 1996), extrai o fósforo residual inorgânico + orgânico do solo, mais resistente, que não pode ser extraído nas frações anteriores.

Os extratores foram administrados na dose de 30 mL, um após o outro, separando-se em cada etapa o extrato obtido e mantendo no tubo a mesma alíquota de solo. A centrifugação das amostras para cada extrator foi de 15 min, a 3.000 rpm, em temperatura de 25°C e o sobrenadante foi filtrado em papel de filtro (filtração lenta). A determinação do P no extrato foi em espectrofotômetro de emissão óptica com plasma induzido ICP-AES.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Resina trocadora de ânions (RTA)

4.1.1 Solo arenoso

Os resultados originais (médias), em mg kg^{-1} , encontram-se no Anexo 1- tabela 24.

Na tabela 9, observam-se os resultados da análise de variância para as amostras do solo arenoso usando o método RTA. Na mesma tabela, verifica-se que houve interação significativa entre os fatores dose, pH e tempo sobre a extração de P nas amostras testadas, ou seja, os mesmos não são independentes. Isso significa que a quantidade de P extraído em função da dose e do pH é influenciada pelo tempo de extração.

Tabela 9. Análise de variância para os teores de P recuperado pela RTA no solo de textura arenosa.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Dose	2	8898	4449	567,2	0,0000*
pH	1	151	151	19,3	0,0000*
Tempo	5	373	75	9,5	0,0000*
Dose*pH	2	17	8	1,1	0,3433
Dose*Tempo	10	659	66	8,4	0,0000*
pH*Tempo	5	578	116	14,7	0,0000*
Dose*pH*Tempo	10	1157	116	14,8	0,0000*
erro	144	1130	8		
Total corrigido	179				
CV (%) =	20,35				
Média geral:	13,8	Número de observações:		180	

*Significativos pelo teste F (P<0,05)

Entre as doses (Tabela 10), o teste de comparação de média revelou que houve diferença estatística pelo teste de Tukey (P<0,05) na maioria das comparações. A dose influenciou na quantidade de P extraído pela RTA, entretanto isso já era esperado em função da aplicação do lodo de esgoto e do respectivo aumento de P adicionado ao solo.

A redução da acidez do solo (de 3,7; 4,1 e 3,7 para 5,3; 5,2 e 5,4) afetou a extração de P diminuindo a disponibilidade desse nutriente. O teste de comparação de médias revelou entre os valores de pHs, na dose 0 (em todos os tempos de extração), na dose 1 (tempo 16, 22, 28 e 34h) e na dose 2 (tempo 22 e 34 h), que não houve diferença estatística pelo teste de Tukey (P<0,05), entretanto nas doses 1 (tempo 6 e 10h) e 2 (tempo 6, 10, 16 e 28h) o teste de comparação de média revelou que houve diferença estatística a 5% de probabilidade.

Tabela 10. Teores de P extraído pelo método da RTA para cada tempo (h) em relação à dose de aplicação de lodo de esgoto e pH das amostras do solo arenoso.

Tempo de agitação (h)	pH	P-RTA (mg kg ⁻¹)		
		Dose 0 ⁽¹⁾	Dose 1	Dose 2
		t ha ⁻¹		
6	Muito ácido ⁽²⁾	5,6 a ⁽³⁾ A	12,6 bB ⁽⁴⁾	29,0 cB
	Moderadamente ácido	5,2 aA	8,4 aA	23,4 bA
10	Muito ácido	5,4 aA	11,2 bB	32,4 cB
	Moderadamente ácido	4,8 aA	7,2 aA	14,6 bA
16	Muito ácido	7,0 aA	14,2 bA	18,8 cA
	Moderadamente ácido	5,4 aA	11,4 bA	35,0 cB
22	Muito ácido	7,0 aA	11,2 bA	16,6 cA
	Moderadamente ácido	5,6 aA	12,0 bA	14,6 bA
28	Muito ácido	8,0 aA	13,2 bA	28,2 cB
	Moderadamente ácido	6,0 aA	13,4 bA	19,0 cA
34	Muito ácido	7,2 aA	15,2 bA	21,4 cA
	Moderadamente ácido	6,8 aA	14,0 bA	24,4 cA

(1) Doses referentes à quantidade de lodo de esgoto aplicado no solo: dose 0 (0 t ha⁻¹), dose 1 (8 t ha⁻¹) e dose 2 (16 t ha⁻¹).

(2) Refere-se aos pHs das amostras do solo arenoso: I0_a, I8_a e I16_a (amostras com pH muito ácido, 3,7; 4,1 e 3,7 respectivamente), I0_m, I8_m e I16_m (amostras com pH moderadamente ácidos, 5,3; 5,2 e 5,4 respectivamente).

(3) Letras minúsculas iguais, na mesma linha, indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05), entre as doses, para determinado tempo e pH;

(4) Letras maiúsculas iguais, na mesma coluna, indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05), entre os pHs (muito ácido e moderadamente ácido), para determinado tempo e dose.

Analisando-se a interação significativa de maior grau (interação tripla dose*pH*tempo) e isolando-se o fator tempo, para a dose 0 (sem adição de lodo de esgoto), com seu pH moderadamente ácido e pH muito ácido (Figura 6a) a análise de regressão revelou que ambos os modelos quadrático e linear não foram significativos, indicando que nem o tempo de extração e nem a mudança no pH muito ácido das amostras, foram suficientes para extrair o P do solo. Tal efeito também foi observado na dose 1, quando do pH muito ácido (Figura 6b) do solo e também na dose 2 (Figura 6c), com o pH moderadamente ácido.

No entanto nas amostras da dose 1 que tiveram o pH moderadamente ácido (Figura 6b), o efeito foi linear, os teores de P foram influenciados pelo tempo de extração. Nas amostras da dose 2 com seu pH muito ácido (Figura 6c), o efeito foi quadrático. Entretanto,

pode-se observar que a partir do tempo 10h, há uma diminuição na quantidade de P extraído e essa redução ocorre até o tempo de 22 h de agitação solo + resina. Provavelmente a diminuição na extração foi ocasionada devido ao fenômeno de readsorção de P conforme explica McDOWELL & SHARPLEY (2003) e GATIBONI et al.,(2005). Entretanto, a quantidade de P extraído volta a aumentar com o aumento do tempo de extração (28 e 34 h). Portanto, pode-se dizer então, que ocorreram alguns processos, a liberação de P do solo em contato com a solução nos primeiros tempos de agitação (solo + resina), uma difusão mais lenta de P, provavelmente ocasionado pela cristalização dos compostos amorfos que retêm o fosfato tornando-os menos solúveis com o aumento do tempo (IBRAHIM & PRATT, 1982) e uma nova dissolução de P nos tempos mais longos (Figura 6c). A redução gradual da taxa de liberação de P com o tempo pode ter ocorrido devido a redistribuição do fosfato adsorvido no interior das partículas do solo com o tempo, aumentando assim a retenção de P no solo (BARROW, 1983).

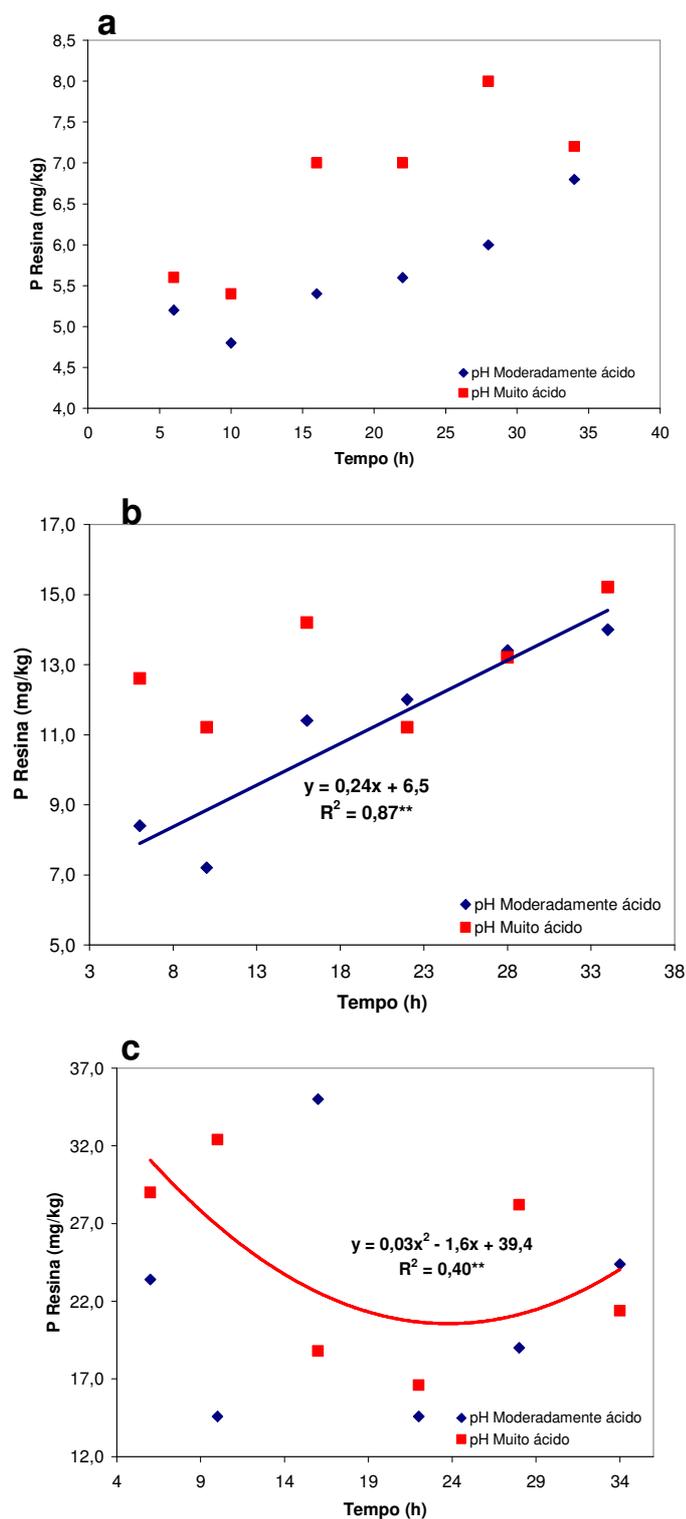


Figura 6. Teores de P extraído pelo método da RTA, em solo de textura arenosa que recebeu de lodo 0 t ha⁻¹ (a), 8 t ha⁻¹ (b) e 16 t ha⁻¹ (c) em pH moderadamente ácido e muito ácido em função do tempo de extração.

4.1.2 Solo argiloso

Os resultados originais (médias), em mg kg^{-1} , encontram-se no Anexo 10- tabela 24.

Na tabela 11, observam-se os efeitos significativos dos fatores e das interações referentes às amostras do solo argiloso usando o método da RTA. Todos os efeitos foram significativos.

Verifica-se na mesma tabela, que houve interação significativa entre os fatores dose, pH e tempo sobre a extração de P nas amostras testadas, ou seja, os mesmos não são independentes. Isso significa que a quantidade de P extraído em função da dose e do pH é influenciada pelo tempo de extração.

Tabela 11. Análise de variância para os teores de P recuperado pela RTA no solo argiloso.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Dose	2	55490	27745	4903,4	0,0000*
pH	1	858	858	151,6	0,0000*
Tempo	5	5171	1034	182,8	0,0000*
Dose*pH	2	404	202	35,7	0,0000*
Dose*Tempo	10	3607	361	63,5	0,0000*
pH*Tempo	5	135	27	4,7	0,0000*
Dose*pH*Tempo	10	220	22	3,9	0,0000*
erro	144	815	6		
Total corrigido	179				
CV (%) =	20,35				
Média geral:	28,1	Número de observações:	180		

*Significativos pelo teste F ($P < 0,05$)

O teste de comparação de médias revelou que entre as doses (Tabela 12) há diferença estatística pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). A dose influenciou na quantidade de P extraído pela RTA. Entretanto isso já era esperado em função da aplicação do lodo de esgoto e do respectivo aumento de P adicionado ao solo, assim como ocorreu para o solo arenoso (Tabela 10).

O teste de comparação de médias revelou entre os valores de pH, na dose 0 (em todos os tempos de extração) e na dose 1 (tempo 10h) que não houve diferença estatística

pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Entretanto para a dose 2 (em todos os tempos de extração) o teste revelou que houve diferença estatística a 5% de probabilidade.

O aumento da acidez do solo (de 5,0; 5,0 e 4,8 para 4,5; 4,4 e 4,2) afetou a extração de P de forma que aumentou a disponibilidade desse nutriente. Este fato contradiz a literatura, pois a diminuição da acidez do solo aumenta a quantidade de P extraído pela resina em função do aumento da disponibilidade dos fosfatos de Fe e Al (RAIJ & QUAGGIO, 1990).

Provavelmente o aumento da extração de P com o aumento da acidez do solo ocorreu, pois em solos mais ácidos há um aumento da atividade do Fe e Al e as frações mais solúveis de P ligado a Ca são convertidas para fósforo ligado a Al e Fe (CHANG & JACKSON, 1958). Portanto, obtêm-se mais P extraído pelo método da RTA que tem ação preferencial pelas formas de fosfato de Fe e Al.

Tabela 12. Teores de P extraído pelo método da RTA para cada tempo (h) em relação à dose de aplicação de lodo de esgoto e pH das amostras do solo argiloso.

Tempo de agitação (h)	pH	P-RTA (mg kg ⁻¹)		
		Dose 0 ⁽¹⁾	Dose 1 t ha ⁻¹	Dose 2
6	Moderadamente ácido ⁽²⁾	8,0 a ⁽³⁾ A	21,4 bA ⁽⁴⁾	35,6 cA
	Muito ácido	9,0 aA	28,0 bB	41,4 cB
10	Moderadamente ácido	3,4 aA	20,0 bA	31,8 cA
	Muito ácido	4,0 aA	22,0 bA	36,0 cB
16	Moderadamente ácido	6,4 aA	24,8 bA	40,2 cA
	Muito ácido	6,6 aA	29,2 bB	46,8 cB
22	Moderadamente ácido	5,6 aA	30,8 bA	49,2 cA
	Muito ácido	5,0 aA	37,4 bB	67,0 cB
28	Moderadamente ácido	6,2 aA	29,2 bA	58,0 cA
	Muito ácido	7,0 aA	34,4 bB	63,4 cB
34	Moderadamente ácido	5,8 aA	32,8 bA	56,6 cA
	Muito ácido	6,8 aA	36,8 bB	63,6 cB

(1) Doses referentes à quantidade de lodo de esgoto aplicado no solo: dose 0 (0 t ha⁻¹), dose 1 (8 t ha⁻¹) e dose 2 (16 t ha⁻¹).

(2) Refere-se aos pHs das amostras do solo argiloso: J0_m, J8_m e J16_m (amostras com pH moderadamente ácido, 5,0; 5,0 e 4,8 respectivamente), J0_a, J8_a e J16_a (amostras com pH muito ácido, 4,5; 4,4 e 4,3 respectivamente).

(3) Letras minúsculas iguais, na mesma linha, indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05), entre as doses, para determinado tempo e pH;

(4) Letras maiúsculas iguais, na mesma coluna, indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05), entre os pHs (muito ácido e moderadamente ácido), para determinado tempo e dose.

Analisando-se a interação significativa (P< 0,05) de maior grau e isolando-se o fator tempo, para a dose 0, pH moderadamente ácido e muito ácido (Figura 7a), a análise de regressão revelou que não houve a influência do tempo nos teores de P extraído, provavelmente por ser em amostras sem aplicação de lodo.

Na dose 1 (Figura 7b), para as amostras com seu pH moderadamente ácido e muito ácido, e na dose 2 (Figura 7c), nas amostras com seu pH moderadamente ácido, o efeito foi linear, evidenciando que com o aumento do tempo há o aumento na extração de P. Na dose 2 (Figura 7c), com o pH muito ácido, mais P foi extraído e o efeito foi quadrático. Com base nesses resultados pode-se dizer que ao longo do tempo e agitação o método tem condições de extrair todo ou parte do P-lábil ou disponível. Com a continuidade do

aumento do tempo, menos P acaba sendo extraído, até que haja o esgotamento do elemento no solo.

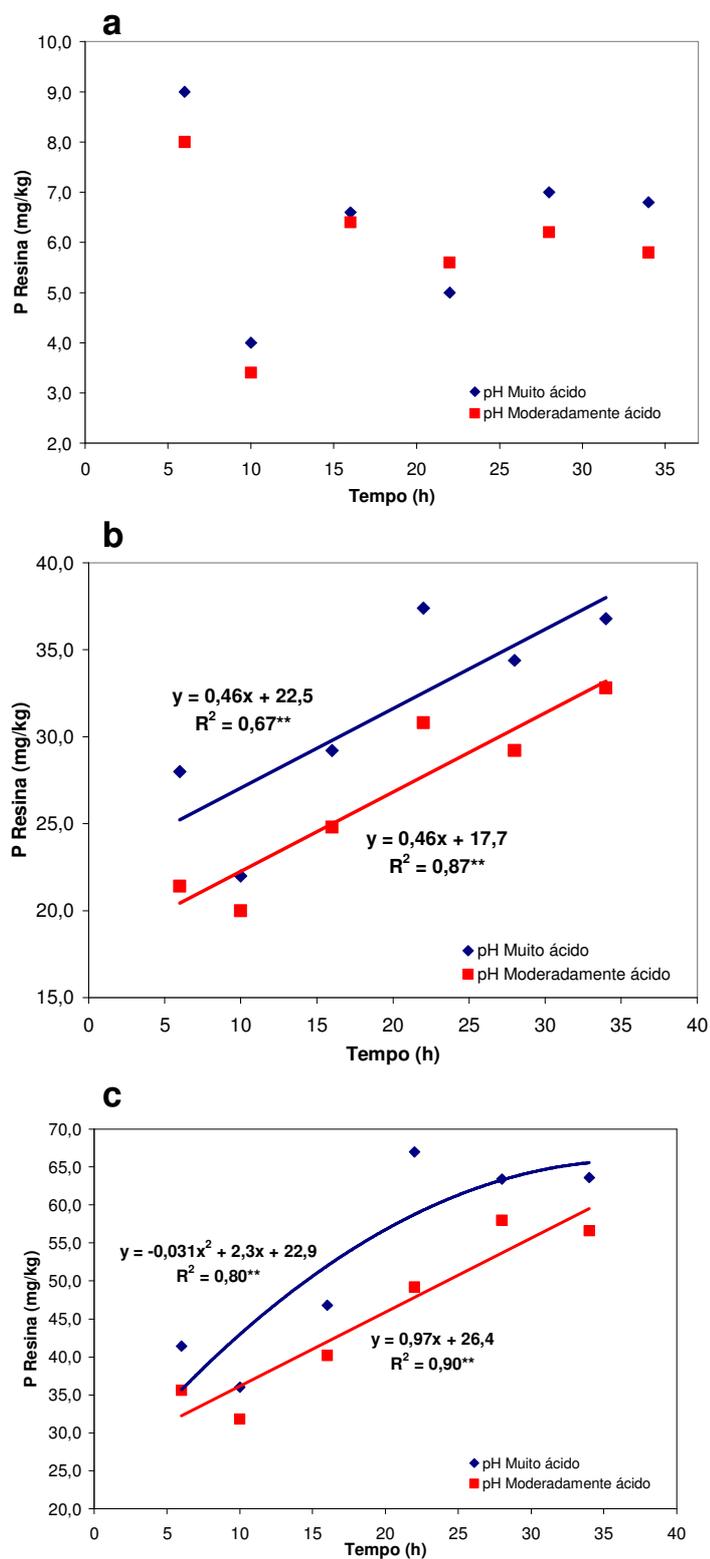


Figura 7. Teores de P extraído pelo método da RTA, em solo argiloso que recebeu de lodo 0 t ha⁻¹ (a), 8 t ha⁻¹ (b) e 16 t ha⁻¹ (c) em pH muito ácido e moderadamente ácido em função do tempo de extração.

4.1.3 Conclusões a respeito da RTA para este estudo

a) a dose influenciou na quantidade de P extraído pela RTA tanto no solo arenoso como no solo argiloso, em função da aplicação do lodo de esgoto e do respectivo aumento de P adicionado ao solo.

b) para a dose 0 (sem aplicação de lodo) no solo arenoso e argiloso, pH moderadamente ácido e muito ácido (Figuras 6a e 7a) a análise de regressão revelou que ambos os modelos quadrático e linear não foram significativos, indicando que nem o tempo de extração e nem a mudança no pH, foram suficientes para extrair o P do solo.

c) a redução da acidez nas amostras do solo arenoso afetou a extração de P, diminuindo a sua recuperação pela RTA.

c) O aumento da acidez nas amostras do solo argiloso aumentou a disponibilidade desse nutriente.

Observou-se no presente estudo que o método da RTA extraiu quantidades menores de P disponíveis, quando comparado com o método Mehlich-1. Provavelmente a baixa extração de P pelo método da resina foi em função do uso apenas da resina aniônica. Como já descrito anteriormente a mistura de resina de troca de cátions e de ânions intensifica a extração de P (VAIDYANATHAM & TALIBUDDEN, 1970 citado por RAIJ et al., 1986; RAIJ et al., 1986). Como se utilizou apenas a resina aniônica, a extração de P foi reduzida em função disso.

4.2 Mehlich-1

4.2.1 Solo arenoso

Os resultados originais (médias), em mg kg^{-1} , encontram-se no Anexo 1-tabela 25

Na tabela 13, observam-se os efeitos significativos dos fatores e das interações referentes às amostras do solo arenoso usando o método Mehlich-1. Todos os efeitos foram significativos, com exceção da interação dose*pH.

Verifica-se, na mesma tabela, que houve interação significativa entre os fatores dose, pH e tempo sobre a extração de P nas amostras testada, ou seja, os mesmos não são independentes. Isso significa que a quantidade de P extraído em função da dose e do pH é influenciada pelo tempo de extração.

Tabela 13. Análise de variância para os teores de P recuperado pelo Mehlich-1 nas amostras do solo arenoso.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Dose	2	12145	6073	638,5	0,0000*
pH	1	79	79	8,3	0,0046*
Tempo	5	1089	218	22,9	0,0000*
Dose*pH	2	12	6	0,7	0,5205
Dose*Tempo	10	563	56	5,9	0,0000*
pH*Tempo	5	198	40	4,2	0,0014*
Dose*pH*Tempo	10	320	32	3,4	0,0006*
erro	144	1370	10		
Total corrigido	179				
CV (%) =	14,8				
Média geral:	20,9	Número de observações:		180	

*Significativos pelo teste F ($P < 0,05$)

O teste de comparação de médias revelou para o fator dose (Tabela 14), diferença estatística pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). A dose interferiu na quantidade de P extraído pelo Mehlich-1.

O teste de comparação de médias revelou entre os valores de pH, na dose 0 (em todos em tempos extração), dose 1 (tempos 1, 3, 5, 10 e 20 min) e na dose 2 (tempos 1, 10 e 15 min), que não houve diferença estatística pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Entretanto, para os demais tempos não citados houve diferença estatística a 5% de probabilidade, ou seja, as amostras com pH muito ácido recuperaram mais P que as amostras com pH moderadamente ácido.

O Mehlich-1 é um extrator ácido, extratores ácidos dissolvem predominantemente o P ligado ao Ca e quantidades menores de P ligado ao Fe e Al (LIMA & OLIVEIRA, 1998; RAIJ & SILVA, 1999). Com base nesses argumentos, as maiores extrações de P, deveriam ter ocorrido nas amostras com pH moderadamente ácido, e isso só ocorreu no tempo de agitação de 20 min na dose 2. Provavelmente devido as amostras utilizadas que apresentam baixa quantidade de Ca (Tabela 4).

Tabela 14. Teores de P extraído pelo método Mehlich-1 para cada tempo (min) em relação à dose de aplicação de lodo de esgoto e pH das amostras do solo textura arenosa.

Tempo de agitação (min)	pH	P Mehlich 1 (mg kg ⁻¹)		
		Dose 0 ⁽¹⁾	Dose 1	Dose 2
		t ha ⁻¹		
1	Muito ácido ⁽²⁾	12,8 a ⁽³⁾ A	21,8 bA ⁽⁴⁾	33,2 cA
	Moderadamente ácido	11,4 aA	20,0 bA	35,2 cA
3	Muito ácido	12,0 aA	20,2 bA	40,6 cB
	Moderadamente ácido	10,8 aA	19,6 bA	33,0 cA
5	Muito ácido	9,4 aA	15,4 bA	27,6 cB
	Moderadamente ácido	7,4 aA	13,4 bA	19,8 cA
10	Muito ácido	12,4 aA	22,6 bA	31,4 cA
	Moderadamente ácido	11,6 aA	22,0 bA	31,2 cA
15	Muito ácido	11,4 aA	27,8 bB	29,4 bA
	Moderadamente ácido	10,8 aA	20,4 bA	30,4 cA
20	Muito ácido	10,6 aA	22,4 bA	27,0 bA
	Moderadamente ácido	10,8 aA	22,4 bA	34,0 cB

(1) Doses referentes à quantidade de lodo de esgoto aplicado no solo: dose 0 (0 t ha⁻¹), dose 1 (8 t ha⁻¹) e dose 2 (16 t ha⁻¹).

(2) Refere-se aos pHs das amostras do solo textura arenosa: I0_a, I8_a e I16_a (amostras com pH muito ácido, 3,7; 4,1 e 3,7 respectivamente), I0_m, I8_m e I16_m (amostras com pH moderadamente ácido, 5,3; 5,2 e 5,4 respectivamente).

(3) Letras minúsculas iguais, na mesma linha, indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05), entre as doses, para determinado tempo e pH;

(4) Letras maiúsculas iguais, na mesma coluna, indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05), entre os pHs (muito ácido e moderadamente ácido), para determinado tempo e dose.

Analisando-se a interação significativa de maior grau (interação tripla dose*pH*tempo) e isolando-se o fator tempo, para a dose 0, com o solo de pH moderadamente ácido e pH muito ácido (Figura 8a) a análise de regressão revelou que não houve diferença estatística, ou seja, o aumento do tempo de extração e a mudança do pH não influenciaram na extração de fósforo.

Na dose 1 (Figura 8b), para as amostras com o pH moderadamente ácido e com pH muito ácido, a análise de regressão revelou que o modelo linear foi significativo, evidenciando que com o aumento do tempo há o aumento na extração de P. Na dose 2, nas amostras com seu pH muito ácido (Figura 8c), efeito foi linear. Entretanto, com o aumento do tempo de extração, diminuiu a quantidade de P extraído. Essa diminuição provavelmente foi ocasionada pela exaustão da capacidade do método de extrair o P em função do tempo

de agitação ou também, pode ter ocorrido a redistribuição do fosfato adsorvido no interior das partículas do solo com o tempo, aumentando assim a retenção de P no solo (BARROW, 1983).

Na dose 2 (Figura 8c), com o pH moderadamente ácido o efeito foi quadrático, ocorreu a diminuição da extração de P até 5 min. Entretanto com o aumento no tempo de extração, aumentou o a quantidade de P extraído. Neste último caso, assim como no item 4.1.1, pode-se dizer então, que ocorreram alguns processos, a liberação de P do solo em contato com a solução nos primeiros tempos de agitação, uma difusão mais lenta de P, ocasionado pela readsorção do fósforo (McDOWELL & SHARPLEY, 2003) e uma nova dissolução de P nos tempos mais longos.

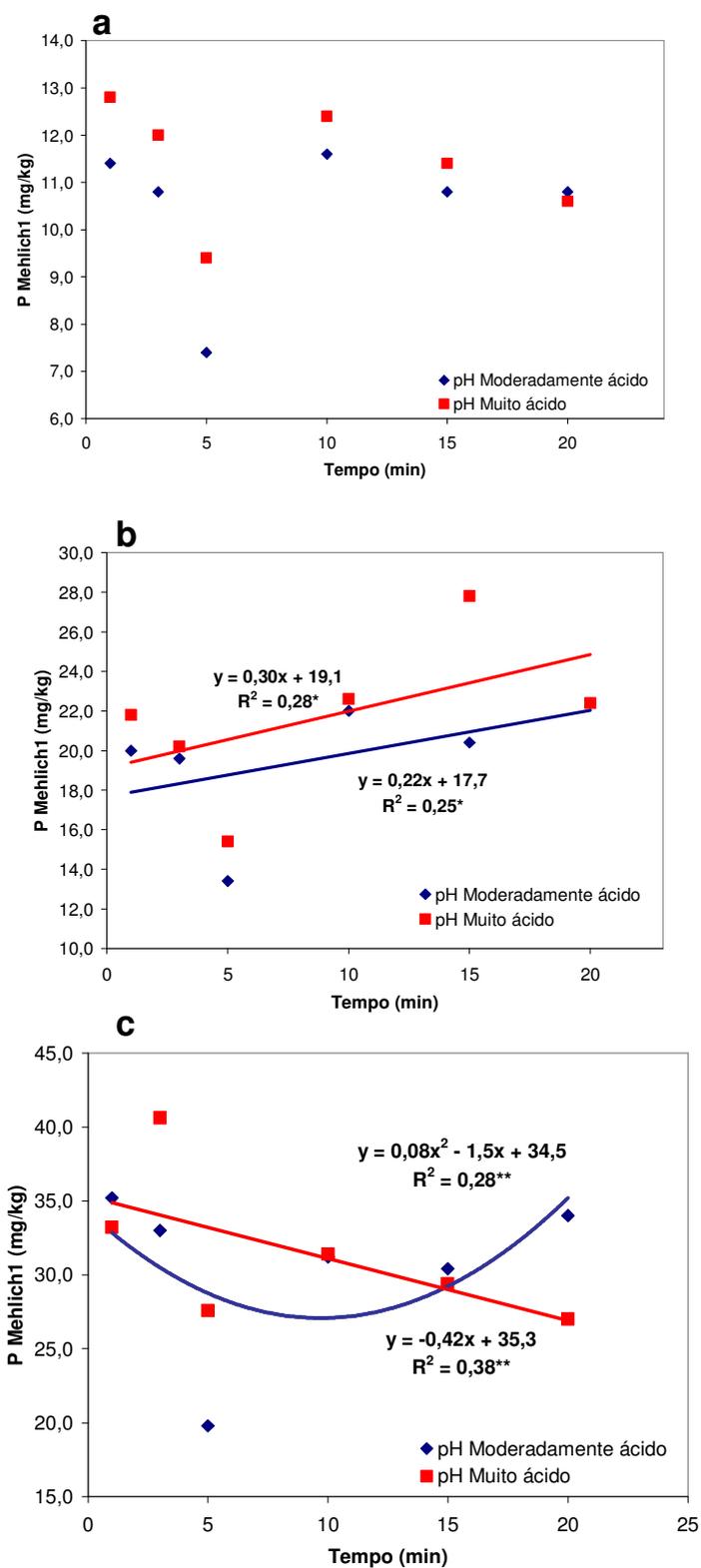


Figura 8. Teores de P extraído pelo método Mehlich-1, em solo arenoso, que recebeu de lodo 0 t ha⁻¹ (a), 8 t ha⁻¹ (b) e 16 t ha⁻¹ (c) em pH moderadamente ácido e muito ácido em função do tempo de extração.

4.2.2 Solo argiloso

Os resultados originais (médias), em mg kg⁻¹, encontram-se no Anexo 1-tabela 25.

Na tabela 15, observam-se os efeitos significativos dos fatores e das interações referentes às amostras do solo argiloso usando o método Mehlich-1. Apenas a interação dose*tempo teve efeito significativo sobre a extração de P nas amostras testadas, ou seja, os mesmos são independentes. Isso significa que a quantidade de P extraído em função da dose é influenciada pelo tempo de extração.

Tabela 15. Análise de variância para os teores de P recuperado pelo Mehlich-1 no solo argiloso.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Dose	2	460139	230070	3093,6	0,0000*
pH	1	284	284	3,8	0,0527
Tempo	5	10293	2058	27,7	0,0000*
Dose*pH	2	176	88	1,2	0,3102
Dose*Tempo	10	12029	1203	16,2	0,0000
pH*Tempo	5	100	20	0,3	0,9299
Dose*pH*Tempo	10	646	65	0,9	0,5637
erro	144	10709	74		
Total corrigido	179				
CV (%) =	13,7				
Média geral:	62,8	Número de observações:	180		

*Significativos pelo teste F (P<0,05)

O teste de comparação de médias revelou para o fator dose (Tabela 16), diferença estatística pelo teste de Tukey (P<0,05). Independente do tempo e pH, o fator dose (Tabela 16) influenciou na quantidade de P extraído pelo Mehlich-1.

Tabela 16. Teores de P extraído pelo método Mehlich-1 para cada tempo (min) em relação à dose de aplicação de lodo de esgoto nas amostras do solo argiloso.

Tempo (min)	P Mehlich-1 (mg kg ⁻¹)		
	Doses ⁽¹⁾ (t ha ⁻¹)		
	0	1	2
1	6,2 a ⁽²⁾	50,9 b	143,9 c
3	5,6 a	49,9 b	129,0 c
5	6,2 a	58,8 b	107,6 c
10	6,8 a	65,5 b	159,2 c
15	6,1 a	43,6 b	111,9 c
20	5,8 a	51,5 b	121,7 c

(1) Doses referentes à quantidade de lodo de esgoto aplicado no solo: dose 0 (0 t ha⁻¹), dose 1 (8 t ha⁻¹) e dose 2 (16 t ha⁻¹).

(2) Letras minúsculas iguais, na mesma linha, indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05), entre as doses, para determinado tempo.

Analisando-se a interação significativa de maior grau (interação dupla dose*tempo) e isolando-se o fator Tempo (Figura 9), a análise de regressão revelou para a dose 0 que ambos os modelos quadrático e linear não foram significativos.

Na dose 1 e na dose 2 (efeito quadrático e linear respectivamente), o aumento do tempo diminuiu a quantidade de P extraído do solo pelo método Mehlich-1. Esse fato contradiz a afirmação de que neste método têm sido observados valores subestimados do fósforo disponível com maior frequência, principalmente em solos argilosos, de modo especial naqueles com pH mais elevado, em razão de ser o seu poder de extração desgastado pelo próprio solo, ou seja, em solos mais argilosos, com acidez mais tamponada, o pH inicial do Mehlich-1 é rapidamente elevado para valores de pH próximos ao do solo (SILVA, 2002). O SO₄⁻² do extrator, que atua por troca com o fosfato adsorvido, é também rapidamente adsorvido pelo solo em sítios ainda não ocupados pelo fósforo, perdendo o poder de extração (NOVAIS & KAMPRATH, 1979).

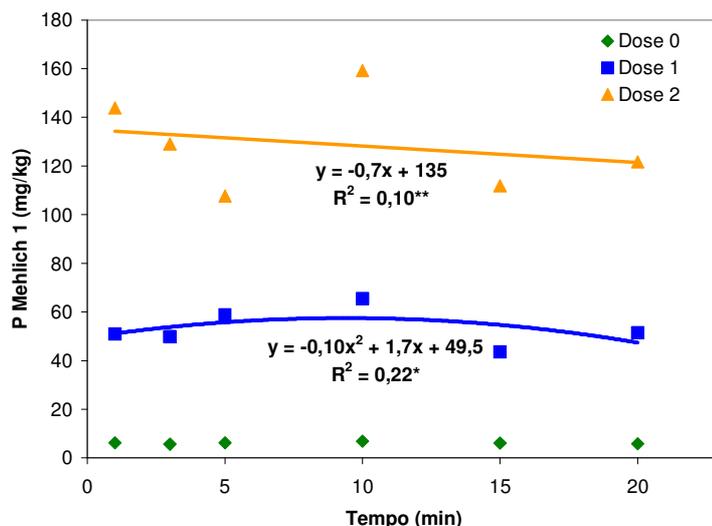


Figura 9. Teores de P extraído pelo método Mehlich-1, em solo argiloso que recebeu de lodo 0 t ha^{-1} (Dose 1), 8 t ha^{-1} (Dose 2) e 16 t ha^{-1} (Dose 3) em função do tempo de extração.

4.2.3 Conclusões a respeito do Mehlich-1 para este estudo

a) a dose influenciou na quantidade de P extraído pelo método tanto no solo arenoso como no solo argiloso, em função da aplicação do lodo de esgoto e do respectivo aumento de P adicionado ao solo.

b) na dose 0 (sem adição de lodo de esgoto), tanto no solo arenoso como no argiloso, a análise de regressão revelou que não houve diferença estatística, ou seja, o aumento do tempo de extração e a mudança do pH não influenciaram na extração de fósforo.

d) na dose 2 (solo arenoso), figura 8c o efeito quadrático, pode-se dizer então, que ocorreram alguns processos, a liberação de P do solo em contato com a solução nos primeiros tempos de agitação, uma difusão mais lenta de P, ocasionado pela readsorção do fósforo (McDOWELL & SHARPLEY, 2003) e uma nova dissolução de P nos tempos mais longos.

e) na dose 1 e 2, do solo argiloso (item 4.2.2), o aumento do tempo diminuiu a quantidade de P extraído do solo. Provavelmente em função do O SO_4^{-2} do extrator, que atua por troca com o fosfato adsorvido, é também rapidamente adsorvido pelo solo em

sítios ainda não ocupados pelo fósforo, perdendo o poder de extração (NOVAIS & KAMPRATH, 1979).

4.3 Grau de Saturação de Fósforo (GSP)

4.3.1 Solo arenoso

Os resultados originais (médias), em %, encontram-se no Anexo 1- tabela 26

Na tabela 17, observam-se os efeitos significativos dos fatores e das interações referentes às amostras do solo arenoso usando o método GSP. Apenas a interação dose*tempo teve efeito significativo sobre a extração de P nas amostras testadas, ou seja, os mesmos não são independentes. Isso significa que a quantidade de P extraído em função da dose é influenciada pelo tempo de extração.

Tabela 17. Análise de variância para os teores de P extraído pelo Grau de Saturação de P nas amostras de solo arenoso.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Dose	2	2729	1364	200,2	0,0000*
pH	1	11	11	1,7	0,1980
Tempo	5	281	56	8,3	0,0000*
Dose*pH	2	9	5	0,7	0,5173
Dose*Tempo	10	211	21	3,1	0,0014*
pH*Tempo	5	3	1	0,1	0,9921
Dose*pH*Tempo	10	12	1	0,2	0,9978
erro	144	981	7		
Total corrigido	179				
CV (%) =	41,2				
Média geral:	6,3	Número de observações:		180	

*Significativos pelo teste F (P<0,05)

O teste de comparação de médias revelou para o fator dose (Tabela 18), diferença estatística pelo teste de Tukey (P<0,05). Independente do tempo e pH, o fator dose influenciou na quantidade de P extraído pelo GSP, entretanto isso já era esperado em função da aplicação do lodo de esgoto e do respectivo aumento de P adicionado ao solo.

Tabela 18. Valores do GSP para cada tempo (h) em relação à dose de aplicação de lodo de esgoto nas amostras do solo arenoso.

Tempo de agitação (h)	P GSP (%)		
	Doses ⁽¹⁾ (t ha ⁻¹)		
	0	1	2
0,5	0,54 a ⁽²⁾	4,4 b	10,1 c
1	0,00 a	5,1 b	14,2 c
2	4,4 a	5,6 a	13,6 b
4	1,8 a	3,9 a	8,3 b
6	4,8 a	6,0 a	13,0 b
8	2,8 a	5,1 a	10,6 b

(1) Doses referentes à quantidade de lodo de esgoto aplicado no solo: dose 0 (0 t ha⁻¹), dose 1 (8 t ha⁻¹) e dose 2 (16 t ha⁻¹).

(2) Letras minúsculas iguais, na mesma linha, indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05), entre as doses, para determinado tempo.

Analisando-se a interação significativa de maior grau (interação dupla dose*tempo) e isolando-se o fator Tempo (Figura 10), a análise de regressão revelou para as doses 0, 1 e 2 ambos os modelos quadrático e linear não foram significativos, evidenciando que com o aumento do tempo e com a mudança do pH não há o aumento na extração de P.

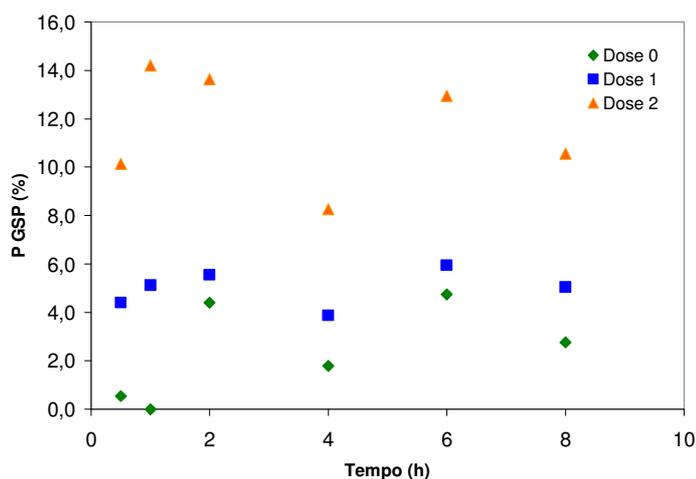


Figura 10. Teores de P extraído pelo método do GSP, em solo textura arenoso que recebeu de lodo 0 t ha⁻¹ (Dose 1), 8 t ha⁻¹ (Dose 2) e 16 t ha⁻¹ (Dose 3) em função do tempo de extração.

4.3.2 Solo argiloso

Os resultados originais (médias), em %, encontram-se no Anexo 1, tabela 26.

Na tabela 19, observam-se os resultados da análise de variância para as amostras do solo argiloso usando o método GSP. Na mesma tabela, verifica-se que apenas a interação dose*tempo teve efeito significativo sobre a extração de P nas amostras testadas, ou seja, os mesmos são independentes. Isso significa que a quantidade de P extraído em função da dose é influenciada pelo tempo de extração.

Tabela 19. Análise de variância para os teores de P extraído pelo Grau de Saturação de P no solo argiloso.

FV	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Dose	2	10886	5443	6967	0,0000*
pH	1	2	2,3	2,9	0,0907
Tempo	5	2105	421	539,0	0,0000*
Dose*pH	2	0,4	0,2	0,23	0,7989
Dose*Tempo	10	1339	134	171,4	0,0000*
pH*Tempo	5	0,8	0,16	0,20	0,9603
Dose*pH*Tempo	10	5,1	0,50	0,65	0,7695
erro	144	112	0,80		
Total corrigido	179				
CV (%) =	15,8				
Média geral:	12,1	Número de observações:		180	

*Significativos pelo teste F (P<0,05)

O teste de comparação de médias revelou para o fator dose (Tabela 20), diferença estatística pelo teste de Tukey (P<0,05). Independente do tempo e pH, o fator dose influenciou na quantidade de P extraído pelo GSP, entretanto isso já era esperado em função da aplicação do lodo de esgoto e do respectivo aumento de P adicionado ao solo.

Esse fato, também foi observado para o solo arenoso, como pode ser visto no item 4.3.1.

Tabela 20. Valores do GSP para cada tempo (h) em relação à dose de aplicação de lodo de esgoto nas amostras do solo argiloso.

Tempo de agitação (h)	P GSP (%)		
	Doses ⁽¹⁾ (t ha ⁻¹)		
	0	1	2
0,5	2,4 a ⁽²⁾	21,0 b	32,0 c
1	0,04 a	17,0 b	26,0 c
2	3,0 a	12,2 a	20,1 b
4	2,1 a	10,3 a	17,1 b
6	3,0 a	11,0 a	16,5 b
8	1,8 a	8,7 a	14,5 b

(1) Doses referentes à quantidade de lodo de esgoto aplicado no solo: dose 0 (0 t ha⁻¹), dose 1 (8 t ha⁻¹) e dose 2 (16 t ha⁻¹).

(2) Letras minúsculas iguais, na mesma linha, indicam médias estatisticamente semelhantes pelo teste de Tukey (P<0,05), entre as doses, para determinado tempo.

Analisando-se a interação significativa de maior grau (interação dupla dose*tempo) e isolando-se o fator tempo, para a dose 0, 1 e 2, a análise de regressão revelou que somente o modelo quadrático foi significativo. Observa-se que há a liberação de P do solo em contato com a solução nos primeiros tempos de agitação, a partir do tempo de agitação de 4 h há uma difusão mais lenta de P, ocasionado pela reabsorção do fósforo e também pela exaustão da capacidade do método de extrair mais P. Outro ponto que pode ser observado, é que neste caso é possível perceber que o tempo de agitação original do método (2 h) é suficiente para extrair o P do solo e que tempos mais longos não são necessários.

Como já descrito anteriormente solos com altos valores de GSP (25 a 40%) são considerados de alto risco de perda de P e são mais susceptíveis à lixiviação e ao escorrimento superficial, por manterem alta concentração de P em solução (PAUTLER & SIMS, 2000; HOODA et al., 2000; NAIR et al., 2004; ALLEN et al., 2006). No presente estudo é possível se observar poucos valores de GSP entre 25-40%, portanto pode-se dizer que o solo estudado tem maior capacidade de reter P e por isso, baixo risco de perda de P do solo para as água superficiais.

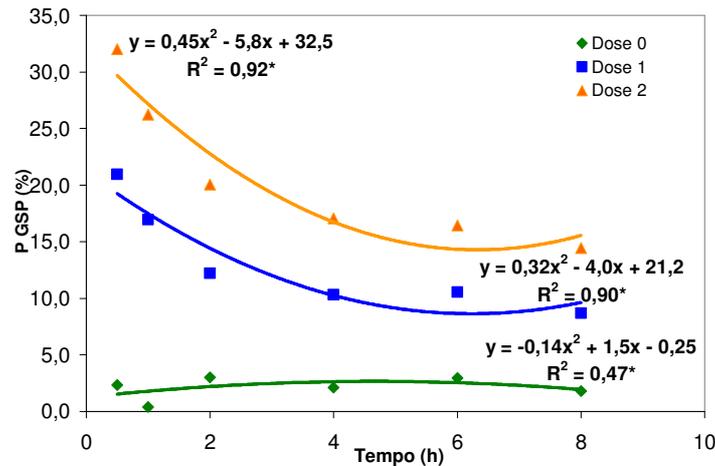


Figura 11. Teores de P extraído pelo método do GSP, em solo textura argilosa que recebeu de lodo 0 t ha⁻¹ (Dose 1), 8 t ha⁻¹ (Dose 2) e 16 t ha⁻¹ (Dose 3) em função do tempo de extração.

4.3.3 Conclusões a respeito do GSP para este estudo

a) O teste de comparação de médias revelou para o fator dose (Tabela 18 e 20), nos solos arenoso e argiloso diferença estatística pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Independente do tempo e pH, o fator dose influenciou na quantidade de P extraído pelo GSP, entretanto isso já era esperado em função da aplicação do lodo de esgoto e do respectivo aumento de P adicionado ao solo.

b) no solo arenoso a análise de regressão revelou que para as doses 0, 1 e 2, os modelos quadrático e linear não foram significativos

c) no solo argiloso a análise de regressão revelou que para a dose 0, 1 e 2, que somente o modelo quadrático foi significativo.

d) nos dois solos (arenoso e argiloso) observam-se poucos valores de GSP entre 25-40%, portanto pode-se dizer que os solos estudados têm maior capacidade de reter P e por isso, baixo risco de perda de P do solo para as água superficiais.

4.4 Extração com CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹

A solução CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ estima a liberação de P da solução do solo. No presente trabalho, não houve extração significativa de fósforo usando essa solução.

Realizou-se várias repetições nas amostras, IO_a, IO_n, I8_a, I8_m, I16_a, I16_m e JO_m, JO_a, J8_m, J8_a, J16_m, J16_a e os valores das extrações sempre estiveram abaixo do limite de detecção instrumental.

4.5 Porcentual de P-total para cada extrator, amostra e tempo de extração

O teor de P-total (mg kg⁻¹) obtido (Tabela 21) por ataque HNO₃+H₂O₂+HCl (USEPA, 1996) nas diferentes amostras, elevou-se em função do aumento das doses aplicadas de lodo de esgoto no solo, pois sendo o resíduo aplicado com base nas necessidades de N que a cultura necessita, ocorre aumento de P adicionado ao solo. Esse efeito também foi estatisticamente observado.

Tabela 21. Teor total de P (mg kg⁻¹) nas diferentes amostras estudadas

Amostras	P-total (mg kg ⁻¹)
Arenoso	
IO _a	64
IO _m	65
I8 _a	95
I8 _m	93
I16 _a	111
I16 _m	138
Argiloso	
JO _m	165
JO _a	162
J8 _m	336
J8 _a	326
J16 _m	440
J16 _a	458

De modo geral, a porcentagem de P extraído com relação a P-total encontrada nas amostras foi relativamente baixa, indicando baixo risco de impacto ambiental negativo (terrestre e/ou aquático) ocasionado pelo P. Dessa maneira, pode-se afirmar que os métodos avaliados extraíram uma quantidade de P possivelmente lábil relativamente baixa e que representaria aquele P de mais fácil acesso ambiental. Entretanto, há a outra fase. O P-total

restante está ali presente e dependendo das condições do ambiente, como pH e potencial redox, poderá ser disponibilizado.

Há também que destacar que os dados avaliados pela ANOVA e a regressão realizada (quando significativo) estudando os modelos lineares e quadráticos foram suficientes para explicar o P extraído pelos métodos e, portanto não foram necessários modelos cinéticos complexos para explicar a extração.

4.6 Considerações em relação aos métodos de análise

As análises de P no solo são práticas agrícolas mundialmente conhecidas como um meio eficaz, em termos de custo, para identificar solos onde há deficiência de P e que devem ser corrigidos através da adubação ou para atingir economicamente ótimas produtividades (SIMS et al., 2000). No Brasil, um número significativo de estudos mostram que existem uma razoável eficiência no uso de extratores de P e sua correlação com a fitodisponibilidade do elemento verificado conforme a resposta da planta (RAIJ et al., 2009). Para isso, são utilizados muitos testes agrônômicos como Bray, Olsen, Mehlich-1, Mehlich 2, Mehlich 3, resina trocadora de ânions, CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ Morgan, etc. O uso desses métodos são de extrema importância, pois fornecem informações com relação aos tipos e as propriedades dos solos analisados (pH, matéria orgânica, capacidade de infiltração; quantidade de P no solo; textura e erodibilidade (DJODJIC, 2001), Al, Ca, Fe e Mg extraíveis (SIMS et al., 2000)), bem como o crescimento e a produtividade das culturas.

Muitos estudos têm demonstrado um aumento significativo do teor de P no solo devido às aplicações contínuas de resíduos acima das taxas que a cultura necessita (MAGUIRE et al., 2001a; IPPOLITO et al., 2007 e KIDD et al., 2007), podendo causar efeitos potencialmente negativos, principalmente no que se refere à qualidade das águas. Por essa razão, as preocupações com relação ao P agrícola se intensificaram e os órgãos ambientais passaram a exigir análises do teor de P no solo em defesa da qualidade da água, principalmente (SIMS et al., 2000), ou seja, testes que sejam estabelecidos para identificar e avaliar solos considerados de alto risco de perda de P e susceptíveis à lixiviação e ao escoamento superficial, causando a eutrofização de lagos, lagoas, baías, enseadas e cursos de água em geral (GARTLEY & SIMS, 1994; PAUTLER & SIMS, 2000; HOODA et al., 2000; NAIR et al., 2004; ALLEN et al., 2006).

Um cálculo utilizando praticamente todas as equações de regressão encontradas, no presente estudo, usando os extremos de temporalidade aqui adotados leva-nos à indicação que em nenhum caso os resultados das classes de teores do nutriente no solo se alteraram. Toma-se isto como um indicativo de que a labilidade condicionada pelos extratores não superou limites que pudessem apontar grandes riscos se os resultados estabelecidos por estes extratores fossem usados em termos também de geodisponibilidade, podendo assim aumentar a hipótese de que os testes de laboratórios usados no nosso meio são muito razoáveis para prever também riscos ambientais.

O P extraído pelos testes agronômicos representa apenas uma parte do P prontamente disponível na solução do solo para o desenvolvimento vegetal, sendo, portanto utilizados principalmente para recomendar o uso de fertilizantes no solo (SHARPLEY et al., 1996; SHARPLEY et al., 2000; ARAUJO et al., 2004). Entretanto, podem não considerar o P adsorvido que poderá, em condições propícias, tornar-se disponível através dos processos de desorção/dissolução (SHARPLEY et al., 1996).

O extrator CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ extrai as formas biologicamente mais disponíveis, ou seja, o P facilmente solúvel e é um ótimo indicador de perdas de fósforo por fluxo superficial, característica importantíssima para o ambiente. Segundo SAWYER (1947) e VOLLENWEIDER (1968), quantidades de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ de P dissolvido, já são consideradas concentrações críticas para lagos, pois perdas de fósforo relativamente pequenas, como essas, podem causar sérias conseqüências ambientais (HART et al., 2004). Entretanto, apesar de ser um ótimo extrator para predizer se aquele solo é susceptível a perdas de P e por ser um método fácil operacionalmente, como pode ser observado no ítem 3.6.4, em muitos casos ele pode se mostrar pouco eficiente para a extração do P dissolvido, principalmente para os solos brasileiros, que apresentam baixa quantidade de P prontamente solúvel e grande capacidade de fixação do nutriente em óxidos de Fe e Al. Além disso, outro fato que deve ser levado em conta é o tempo em que o fertilizante (mineral ou orgânico) foi aplicado no solo e quanto tempo depois esse solo foi analisado.

No presente trabalho, como pode ser observado no item 4.4, não foi possível detectar concentrações de P no solo extraídos por CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$. Isso deve ter ocorrido, provavelmente, devido ao tempo entre as últimas aplicações de lodo e a análise do solo.

No solo argiloso, a última aplicação de lodo foi em 2003 e no solo arenoso, foi em 2004, como a coleta e análises das amostras foram realizadas em 2007, passaram-se 4 e 3 anos respectivamente. Portanto, pode-se concluir que apesar do método CaCl_2 0,01 mol L^{-1} ser um ótimo indicador de perdas de P e assim, contribuir para identificar e classificar os solos quanto ao seu risco de perda de P para as água superficiais e com isso contribuir para que haja um manejo consciente do solo e assim mitigar o efeito da eutrofização, o método pode ser ineficiente, principalmente se as análises dos solos forem realizadas muito tempo depois da última aplicação de fertilizantes e com isso, trazer resultados cujas interpretações podem tornar-se um problema ambiental.

O método GSP leva em conta tanto o fator P intensidade (P da solução do solo), como o fator capacidade, considerando conseqüentemente, a variabilidade da perda de P com relação aos tipos de solo e ao risco de perda de P do solo para as água superficiais (PAUTLER; SIMS, 2000; HOODA et al., 2000; NAIR et al., 2004; ALLEN et al., 2006). A outra vantagem do método é que o GSP tem manifestado boa correlação com os testes agronômicos (SHARPLEY et al., 1996) e, portanto, podem ser utilizados em conjunto, avaliando tanto a quantidade P na solução do solo, como também o risco de perdas de P do solo para o meio aquático.

No presente trabalho, poucas amostras apresentaram valores de GSP maiores que 25% e, portanto, pode-se concluir que em média os solos utilizados nesse trabalho, apresentaram boa capacidade em reter o P adicionado, e, portanto, podem ser considerados como solos com baixo risco de perda de P.

Quanto à influência do tempo de agitação nos resultados de GSP, os dados aqui encontrados parecem confirmar que o tempo de duas horas estabelecido no método é muito importante para a eficiência do índice para aquilo que se presta

Os diferentes métodos para extração de P não apresentam resultados idênticos, e nem sempre se correlacionam significativamente entre si, dificultando comparações (SILVA et al., 1999). Contudo, apesar do método da resina ser considerado o mais eficiente para o P e superar os demais métodos existentes na determinação da disponibilidade do elemento no solo, no presente trabalho o método que mais recuperou o P foi o Mehlich-1, provavelmente porque só se usou a resina aniônica. E como já descrito anteriormente, a mistura de resina de troca de cátions e de ânions intensificaria a extração de P. Portanto os

métodos de extração que melhor expressaram os teores de P no solo em ordem crescente foram Mehlich-1, resina trocadora de ânions, GSP e CaCl_2 0,01 mol L⁻¹.

Todavia, muitos cientistas reconhecem que os testes de análise de solo, sejam eles para fins de fertilidade ou para fins ambientais, por si só não são eficazes para identificar os riscos ocasionados pelo P agrícola na qualidade da água. As análises químicas quantificam a concentração de P solúvel, biologicamente disponível, potencialmente dessorvido nos solos, mas elas fornecem pouca ou nenhuma informação sobre os processos de transporte, práticas de manejo (SIMS et al., 2000) e os fatores que afetam e influenciam significativamente o movimento do P do solo para a água, pois conforme já citado as quantidades de P transportado e o teor de P no solo dependem das propriedades do solo (capacidade de infiltração; quantidade de P no solo; textura e erodibilidade), das características da área (declividade, cobertura vegetal e coeficiente de rugosidade) e da precipitação, duração e intensidade da chuva (SHARPLEY et al., 2000; DJODJIC, 2001).

4.7 Porcentagem de P-total ligado às frações

O estudo do fracionamento das formas de fósforo foi realizado para se verificar em quais formas o nutriente estaria presente nas amostras estudadas. Os extratores empregados para análise do P foram:

(a) CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ que extrai o P biologicamente mais disponível (P facilmente solúvel). O principal objetivo do método CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ é a determinação da concentração de P na solução do solo, necessário para um ótimo crescimento da planta, é o fator intensidade (I). Sob certas condições do solo e da cultura, o método proporciona uma boa previsão de quanto fertilizante fosfatado o solo necessita. Essa aproximação parece ser mais útil para solos arenosos, no qual a conversão do P do fertilizante para formas insolúveis é mínima (STEVENSON, 1986);

(b) NaHCO_3 0,5 mol L⁻¹ (pH:8,2) extrai as frações mais lábeis (P orgânico e P inorgânico). A extração de P do solo com NaHCO_3 tem tido sucesso para prever a disponibilidade de fósforo em solos ácidos, alcalinos ou neutros. Este extrator tem a propriedade de precipitar Ca formando CaCO_3 insolúvel, conseqüentemente, a concentração de fosfato na solução se eleva, levando a solubilização de uma porção do fósforo orgânico do solo (STEVENSON, 1986);

(c) NaOH 0,1 mol L⁻¹ extrai o P iorgânico quimiosorvido a óxidos de Al e Fe, o qual é moderadamente lábil, soluções de hidróxido são utilizadas por apresentar pouco efeito sobre as formas de Ca-P, mais usadas para dissolver Fe-P e Al-P, assim como a matéria orgânica e fósforo orgânico, que são difíceis de serem separados de fosfatos inorgânicos (THOMAS & PEASLEE, 1973);

(d) HCl 1 mol L⁻¹ extrai P inorgânico contido nos fosfatos de Ca fortemente adsorvido e outros menos reativos e

(e) digestão HNO₃ + H₂O₂ + HCl que extrai o fósforo residual inorgânico + orgânico do solo, mais resistente, que não pode ser extraído nas frações anteriores (GATIBONI, 2003).

Mapear essas frações é fundamental para aprofundar o conhecimento dos efeitos do lodo de esgoto sobre a dinâmica do P no solo, além do mais, o valor absoluto da concentração de P obtido pode expressar diferentes formas desse elemento no solo (MUNHOZ & BERTON, 2006). Na tabela 22 (Anexo 2), verifica-se o percentual de P encontrado pelo método do fracionamento e na tabela 23, encontram-se os valores de P obtidos com o mesmo método, porém em mg kg⁻¹.

Tabela 22. % de P encontrada no fracionamento das amostras do solo arenoso e solo argiloso em relação ao teor total.

Amostras	CaCl ₂ 0,01mol L ⁻¹	NaHCO ₃ 0,5 mol L ⁻¹	Frações		P residual	Teor Total
			NaOH 1 mol L ⁻¹	HCl 1 mol L ⁻¹		
----- % -----						
Arenoso						
I0 _a	0	14	48	0	144	63,8
I0 _m	0	14	44	0	114	65,4
I8 _a	0	9	54	0	87	95,3
I8 _m	0	10	54	0	89	93,0
I16 _a	0	8	73	0	48	111,2
I16 _m	0	6	35	0	41	138,2
Argiloso						
J0 _m	0	5	36	0	34	165,0
J0 _a	0	6	39	0	70	162,0
J8 _m	0	13	53	0	52	335,9
J8 _a	0	12	48	0	39	325,5
J16 _m	0	16	62	0	25	440,1
J16 _a	0	16	44	0	15	458,2

Tabela 23. Teor (mg kg⁻¹) de P encontrada no fracionamento das amostras do solo arenoso e solo argiloso em relação ao teor total.

Amostras	CaCl ₂ 0,01mol L ⁻¹	NaHCO ₃ 0,5 mol L ⁻¹	Frações		P residual	Teor Total
			NaOH 1 mol L ⁻¹	HCl 1 mol L ⁻¹		
----- mg kg ⁻¹ -----						
Arenoso						
I0 _a	0	8,9	30,8	0	91,8	63,8
I0 _m	0	20,7	28,9	0	74,3	65,4
I8 _a	0	23,7	51,5	0	83,1	95,3
I8 _m	0	20,6	50,1	0	82,8	93,0
I16 _a	0	33,3	80,8	0	53,4	111,2
I16 _m	0	22,0	49,0	0	56,8	138,2
Argiloso						
J0 _m	0	8,6	59,4	0	56,8	165,0
J0 _a	0	9,3	63,7	0	115	162,0
J8 _m	0	44,8	178	0	178	335,9
J8 _a	0	40,2	157	0	127	325,5
J16 _m	0	70,2	272	0	109	440,1
J16 _a	0	75,5	202	0	69,9	458,2

A solução CaCl_2 $0,01\text{mol L}^{-1}$ não se mostrou eficiente e nenhum P foi extraído. Os solos tropicais apresentam baixa quantidade de P prontamente solúvel e grande capacidade de fixação do nutriente em óxidos de Fe e Al o que explicaria a baixa eficiência do extrator. Além disso, deve-se considerar que a amostragem do solo foi realizada 4 e 3 anos depois da última aplicação de lodo de esgoto, tempo este, suficiente para que parte do P prontamente lábil passasse para formas menos disponíveis e parte se perdesse via escoamento superficial. GALDOS (2003) e CHIBA (2006) verificaram no fracionamento do solo estudado que a fração mais solúvel, extraída por CaCl_2 e KCl 1mol L^{-1} respectivamente, não se mostrou eficiente e nenhum P foi extraído com estas soluções salinas. Esse fato já era previsível, pois as amostragens dos solos trabalhos foram realizadas depois de seis meses e dezesseis meses respectivamente, após a aplicação de lodo, incluindo a estação de chuvas. Durante esse tempo, o P mais solúvel já teria sido transportado pela água de enxurrada, de forma solúvel ou fixado na matéria orgânica ou em outras partículas do solo (GALDOS, 2003).

A fração P-NaHCO_3 , é facilmente mineralizável e tornar-se disponível às plantas e aos microorganismos e é prontamente disponível à absorção pelas algas (CODLING, 2006; SANTOS et al., 2008). É um extrator versátil para determinar o P microbiano do solo e também para investigar a relação entre o P do solo e a transferência do P para a enxurrada (POTE et al., 1996). Observa-se na tabela 23 que há o aumento de P-NaHCO_3 com o aumento da dose de lodo no solo, conforme explica EGHBALL & POWER (1999), a aplicação de lodo no solo contribui para elevar os teores de alguns nutrientes, como por exemplo, o P. Além do mais, a fração de P-NaHCO_3 encontrada nas amostras demonstra que não há uma fraca energia de ligação de P com o solo, com isso pode-se dizer que não ocorreria o aumento potencial de P na enxurrada e conseqüentemente o aumento de P nos cursos de água.

A fração ligada a Ca (HCl) não foi quantificada, e não houve diferença entre as amostras. Embora as amostras I0_m , I8_m e I16_m tenham recebido o calcário dolomítico, o solo não continha altos valores de Ca (Tabela 4) e o lodo não recebeu adição de cal. O mesmo foi observado por GALDOS (2003) e CHIBA (2005). Além do mais, os solos tropicais mais intemperizados apresentam baixo conteúdo de Ca, favorecendo a formação de compostos de P ligado a Fe e Al (RAIJ, 1991, RAIJ, 1997).

No solo, a matéria orgânica passa por dois processos, degradação ou a mineralização, e a humificação. No processo de mineralização, os microorganismos envolvidos consomem de 70 a 80% do material orgânico, transformando-os em CO₂ e H₂O, restando de 20 a 30% de compostos fenólicos que darão origem às substâncias húmicas (VARADACHARI et al., 1997). Essas substâncias consistem de uma mistura complexa de restos de animais e vegetais, em vários estágios de decomposição (MORAES & REZENDE, 2004), Segundo VARADACHARI et al., 1997 e CANELLAS et al., 1999, o elevado teor de fósforo na fração NaOH, pode estar relacionada com os elevados teores de argila, devido à possibilidade de associação das substâncias húmicas aos minerais de argila. Os teores constatados nessa fração são importantes pelo fato de serem mais facilmente acessados pelas plantas e microrganismos e, conseqüentemente, mais P disponibilizado.

GALDOS et al. (2004), trabalhando com Latossolo Vermelho tratado com lodo de esgoto digerido, em doses de 0, 10 e 20 t ha⁻¹ aplicadas anualmente em dois cultivos de milho verificaram que no fracionamento as formas de P no solo, seis meses após a aplicação do lodo de esgoto (LE), aumentou as frações lábeis (P-NaHCO₃) e moderadamente lábeis (P-NaOH). MUNHOZ (2001) também verificou aumento das frações mais lábeis (P-CaCl₂ e P-NaHCO₃) e moderadamente lábeis (P-NaOH) com a aplicação de LE em Latossolo Vermelho distrófico. MAGUIRE et al. (2000a) analisaram e fracionaram solos agrícolas que receberam aplicações de lodo de esgoto e concluíram que a adição desse resíduo aumentou os teores de P disponível, mas também aumentou significativamente os teores de P ligado ao Fe e Al. O aumento de componentes responsáveis pela retenção de P (predominantemente Fe e Al) podem atenuar o aumento liberado na enxurrada ou por lixiviação (MAGUIRE et al, 2000b)

4.7.1 O fracionamento e os métodos de extração de P

Os métodos de extração de P aqui estudados, tais como: resina trocadora de ânions, Mehlich-1, CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ são indispensáveis para avaliar o P disponível para as plantas. Esses testes agrônômicos avaliam a fração inorgânica de P como indicadora da disponibilidade deste nutriente para as culturas; entretanto, sabe-se que a fração orgânica contribui significativamente para o fornecimento de P às plantas, por meio da mineralização (CANELLAS et al., 1999; GATIBONI et al., 2005).

A aplicação de lodo de esgoto modifica alguns aspectos da dinâmica do P nos solos, pois além de formar compostos de maior ou menor complexidade, ou seja, ligados principalmente ao Fe, Al, Ca e a matéria orgânica (RAIJ, 2004; MUNHOZ & BERTON, 2006), altera a sua disponibilidade no solo e redistribui o elemento entre as suas principais frações no solo (MUNHOZ & BERTON, 2006). É sabido, que aplicações contínuas de lodo aumentam as frações lábeis de P orgânico na superfície do solo (IPPOLITO et al., 2007). Esse acúmulo pode ocasionar a saturação dos sítios de adsorção (ELLIOTT et al., 2007), diminuindo a capacidade do solo de reter P. Conseqüentemente o solo transforma-se em uma fonte de P contribuindo com o aumento dos riscos ambientais, principalmente no que se refere à qualidade das águas.

Para entender melhor a dinâmica, a natureza e a distribuição do fósforo em solos, é necessário conhecer as diferentes frações do elemento, mediante a utilização seqüencial de diferentes soluções extratoras (SILVA & RAIJ, 1999). Estudos que visem a determinação das diferentes frações de P no solo possibilitam conhecer o comportamento do nutriente, podendo, dentro do sistema de produção adotado, indicar um manejo mais eficiente da adubação (SANTOS et al., 2008).

Após o desenvolvimento do método de fracionamento de P do solo, muitos estudos têm sido realizados para determinar qual a relação entre o P-extraído por diferentes extratores, e as diferentes formas de P no solo, obtidos com o fracionamento (BENEDETTI et al., 2007). Esses estudos têm por objetivo fazer a junção entre o “útil” e o “agradável”, ou seja, enquanto os extratores são utilizados para acompanhar o estado do P no solo em relação à sua disponibilidade às plantas e a recomendar o uso de fertilizantes para crescimento ótimo das culturas (SHARPLEY et al., 2000; ARAUJO et al., 2004) - útil, o outro possibilita conhecer o comportamento do nutriente, podendo, indicar um manejo mais eficiente, pois identifica as formas preferenciais com que o P é retido no solo e com isso contribui para que não haja o excesso de P aplicado, reduzindo as perdas de P via escoamento superficial – agradável.

A RTA (resina trocadora de ânions) relaciona-se com as frações CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ (P biologicamente mais disponível), NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (frações mais lábeis - P orgânico e P inorgânico) e NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ (P ligado ao Al e Fe). Entretanto, no fracionamento (Tabela 22) verificou-se que a solução CaCl_2 $0,01 \text{ mol/L}$ não extraiu nenhum P, a fração P-

NaHCO₃, apresentou valores crescentes de P extraído em função do aumento da dose de lodo no solo e houve extração de P com a fração NaOH pois segundo MAGUIRE et al., (2000a), o lodo de esgoto no solo aumenta significativamente os teores de P ligado ao Fe e Al, além do mais, as amostras apresentam pH entre 3,0 e 5,0 (Tabela 4), em solos ácidos, são mais importantes as combinações de P com Fe e Al (RAIJ, 1991). Portanto pode-se concluir, que para este estudo, a RTA extraiu o P das frações NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ e NaOH 0,1 mol L⁻¹.

Devido a natureza ácida do método Mehlich-1, espera-se que este extraía o P biologicamente disponível (CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹), P mais lábil (NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹), P ligado ao Fe e Al (NaOH 0,1 mol L⁻¹), o P ligado ao Ca (HCl 0,01 mol L⁻¹) e podendo quantificar também, o P não lábil, superestimando o P disponível no solo para as culturas agrícolas.

Segundo RAIJ (1991), a proporção relativa dos compostos inorgânicos de P como Fe, Al e Ca é condicionada pelo pH e pelo tipo e quantidade de minerais existentes na fração argila. Em solos ácidos, com predomínio de caulinita e óxidos de Fe e Al, são mais importantes as combinações de P com Fe e Al, enquanto em solos neutros ou calcários, aparecem mais fosfatos de cálcio de ordem elevada e baixa solubilidade. Considerando o pH das amostras de solo aqui estudadas (Tabela 4) e a não quantificação da fração de P ligado ao Ca, extraída pela solução de HCl 0,01 mol L⁻¹ (Tabela 22), provavelmente o método Mehlich-1 extraiu o P combinado com Fe e Al (NaOH 0,1 mol L⁻¹) e também parte do P lábil (NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹).

A extração com CaCl₂ 0,01mol L⁻¹ (item 4.4) e a fração CaCl₂ 0,01mol L⁻¹ (Tabela 22) não se mostraram eficiente e nenhum P foi extraído pelos mesmos motivos já mencionados anteriormente.

5 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos permitem concluir que:

- a) Os extratores usualmente empregados para avaliar a disponibilidade de P para as plantas, no nosso meio podem ser adaptados para avaliar o P perdido para ambientes terrestres e aquáticos.

- b)** As aplicações de lodo de esgoto afetaram a distribuição do P no solo e conseqüentemente as frações que representam a disponibilidade desse nutriente. O maior teor de P extraído concentrou-se nas frações P-NaOH (lábeis) > P-residual (moderadamente estável) > P-NaHCO₃ (moderadamente lábil).
- c)** As amostra estudadas não continham P solúvel em CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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 American Journal**. v.70, p. 454-463, 2006.

ANDREOLI, C. V., PEGORINI E. S., FERNADES F. Disposição do lodo no solo. In: Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, p 319–397, 2001.

ANGHINONI, L.; VOLKWEISS, S J. Recomendações de uso de fertilizantes no Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE FERTILIZANTES NA AGRICULTURA BRASILEIRA. Brasília. EMBRAPA/ DEP. p. 179-204, 1984.

ARAÚJO, M. S. B.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SAMPAIO, E. V. S. B. Phosphorus fractions after successive resin extractions and incubation in semi-arid soils. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Pernambuco, v.28, n. 2, p. 259-268, 2004.

BARBOSA, J.K.A.; MEDEIROS, J.C.; FERREIRA, G.B.; BARRETO, A.F.; BRUNO, G.B. Disponibilidade de fósforo, extraído por Mehlich-1, em solos cultivados com algodoeiro no cerrado de Mato Grosso. In: Congresso Brasileiro do Algodão, 4., 2003, Goiânia, GO. Anais. CD-Rom.

BARCELLOS, I, F. Participação do fósforo (P) em sedimentos de solo tratados com lodo de esgoto e cultivado com milho. 2006. 42p. Dissertação (Mestrado). IAC, Campinas

BAYER, C.; MIELNICZUK. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. Fundamentos da matéria orgânica do solo. Porto Alegre: Metrópole. 2008. 636p.

BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R.R.; CLUIS, D. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. **Journal of Environmental Quality**. v. 25. p. 1317-1325,1996.

BENEDETTI, T. C.; RODRIGUES, C. R. ; FAQUIN, V.; ÁVILA, F.W.; OLIVEIRA, E. A. B. ; BALIZA, D. P. . Extratores de P e frações de P em solos após o cultivo de gramíneas adubadas com superfosfato triplo e fosfato reativo de arad. In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2007, Gramado. XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Porto Alegre-RS : UFRGS, 2007

BERKHEISER, V.E.; STREET, J. J.; RAO, P. S. C.; YUAN, T. L. Partitioning of inorganic orthophosphate in soil-water systems. Agricultural Experiment Station. University of Florida. **Gainesville**. p.179-224, 1980.

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

BERTON, R.S.; VALADARES, J.M.A.S.; CAMARGO, O.A.; BATAGLIA, O.C. Peletização do lodo de esgoto e adição de CaCO_3 na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.21, p.685-691, 1997.

BERWANGER, A. L. Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos. 2006. 102 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A.; BERTON, R.S. Utilização de lodo de esgoto na agricultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000, 312 p.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente. 2006. 347p.

BLACK, S. A. Experience with phosphorus removal at existing Ontario municipal wastewater treatment plants. In: LOEHR, R.C.; MARTIN, C.S.; RAST, W. Phosphorus management strategies for lakes. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science Publishers, Inc., p.329-353, 1992.

BONFIM, E.M.S.; FREIRE, F.J.; SANTOS, M.V.F.; SILVA, T.J.A.; FREIRE, M.B.G.S. Avaliação de extratores para determinação de fósforo disponível de solos cultivados com *Brachiaria brizantha*. **Acta Scientiarum. Agronomy**. Maringá, v.25, no. 2, p. 323-328, 2003.

BRADY, N.C. Natureza e propriedades do solo. 7.ed. Rio de Janeiro, 1989. 878 p.

BARROW, N.J. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. **Journal Soil Science**, Oxford, v.34, p.733-750, 1983.

BREEUWSMA, A., SILVA, S. Phosphorus fertilization and environmental effects in The Netherlands and the Po region (Italy). Agric Res Dep., The Winand Staring Centre for

Integrated Land, Soil and Water Research. Rep. No. 57. Wageningen, The Netherlands. 1992.

BREEUWSMA, A., REIJERINK, J.G.A. AND SCHOUMANS, O.F. Impact of manure on accumulation and leaching of phosphate in areas of intensive livestock farming. In: Steele K. (ed.) *Animal Waste and the Land-Water Interface*. Lewis Publishers, Boca Raton. p. 239-249, 1995

CAIADO, M.A.C. Modeling fate and transport of nitrogen and phosphorus in crop fields under tropical conditions. 2005. 214p. Tese (Doutorado), Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia.

CABALA-ROSAND, P.C.; SANTANA, M.B.M. Disponibilidade de fósforo e sua diagnose pela análise de solo. In: MESA REDONDA SOBRE ADUBAÇÃO FOSFATADA NO BRASIL, 23. Salvador: SBCS, 1981.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas. Campinas. Boletim técnico nº 106. 1986.

CAMARGO, O.A. & RAIJ, B. van. Movimento do gesso em amostras de Latossolos com diferentes propriedades eletroquímicas. **R. Bras. Ci. Solo**, 13:275-280, 1989.

CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Reações da matéria orgânica In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênese, 1999. p.69-89

CASSON, J.P.; BENNETT, D.R.; NOLAN, S.C.; OLSON, B.M.; ONTKEAN, G.R. Degree of Phosphorus Saturation Thresholds in Manure-Amended Soils of Alberta. **Journal of Environmental Quality**. v. 35. p. 2212-2221. 2006.

CHANG, S.C.; JACKSON, M.L. Fractionation of soil phosphorus. **Soil Science Society of American Journal**, Baltimore, v.84, n.1, p.133-144, 1957.

CHIBA, M.K. Uso de lodo de esgoto na cana-de-açúcar como fonte de nitrogênio e fósforo: parâmetros de fertilidade do solo, nutrição da planta e rendimentos da cultura. 2005. 143p. Tese (Doutorado)- Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

CODLING, E.E. Laboratory Characterization of extractable Phosphorus in Poultry Litter and Poultry Litter Ash. **Soil Science Society of American Journal**, v 171, p. 858-864, 2006.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA EM SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 2005. Secretaria do Meio Ambiente. Série Relatórios: São Paulo, SP. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/agua_geral.asp. Acessado em jul/2007. (15 novembro 2007).

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005. Legislação Federal. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf. (15 novembro 2007).

CORRÊA, L.A.; HAAG, H.P. Níveis críticos de fósforo para o estabelecimento de gramíneas forrageiras em Latossolo Vermelho Amarelo, Álico. I. Ensaio em casa de vegetação. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.50, n.1, p.99-110, 1993.

COSTA, V.L. Formas de fósforo e seu transporte pela enxurrada num Latossolo que recebeu lodo de esgoto. 2008. 94f. Dissertação (Mestrado). IAC, Campinas.

DIXIT, V. K. & KISHORE, N. Efeitos dos ácidos húmicos e fúlvicos na fração da matéria orgânica do solo e na germinação de semente. **Indian I. Sci Ind.**, Sec.A1 p.202–206, 1967.

DJODJIC, F. Displacement of Phosphorus in Structured Soils. 2001. 30p. Tese (Doutorado) Universidade de Ciências Agrícolas, Suíça.

EGHBALL, B.; POWER, J.F. Phosphorus and nitrogen- Based manure and compost applications: Corn production and soil phosphorus. **Soil Science Society of American Journal**, v 63, p. 895-901, 1999.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), 1999.

ELLIOTT, H. A.; O'CONNOR, G. A.; BRINTON, S. Phosphorus leaching from biosolids-amended sandy soil. **Journal of Environmental Quality**. v. 31. p. 681 – 689. 2002.

ELLIOTT, H. A.; O'CONNOR, G. A. Phosphorus management for sustainable biosolids recycling in the United States. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 39. p. 1318-1327. 2007.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V.; JÜRGENSEN, D. Destino Final do lodo. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Uso e Manejo do Lodo de Esgoto na Agricultura. Rio de Janeiro; PROSAB, p.97, 1999.

FOY, R.H. The return of the phosphorus paradigm: agricultural phosphorus and eutrophication. **American Society of Agronomy**. p.911-940.2005

FREESE, D.; VAN DER ZEE. S.E.A.T.M.; VAN RIEMSDIJK. W.H. Comparison of different models for phosphate sorption as a function of the iron and aluminium oxides of soils. **Soil Science Society of American Journal**. v 43, p. 729-738, 1992.

FREESE, D.; LOOKMAN, R.; MERCKY, R. Van RIEMSDIJK, W.H. New method for assessment of long-term phosphate desorption from soils. **Soil Science Society of American Journal**. v.59. p. 1295–1300. 1995

FROSSARD, E.; SINAJ, S.; DUFOUR, P. Phosphorus in urban sewage sludge as assessed by isotopic exchange. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.60, n.1, p179-182, 1996.

FROSSARD, E.; CONDRON, L.M.; OBERSON, A.; SINAJ, S.; FARDEAU, J.C. Processes Governing Phosphorus Availability in Temperate Soil. **Journal of Environmental Quality**. v. 29. p. 15-23. 2000.

GALDOS, M. V. Perdas de fósforo e metais pesados por enxurrada em solo com aplicação de lodo de esgoto e cultivado com milho. 2003. 56p. Dissertação de mestrado. Gestão de Recursos Agroambientais. Instituto Agronômico de Campinas. Campinas.

GALDOS, M. V.; MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em Latossolo eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 28. p. 569-577. 2004.

GALVANI, R. ; HOTTA, L. F. K. ; ROSOLEM, C. A. . Fontes e frações de fósforo num latossolo sob semeadura direta de soja. **Scientia Agricola**, v. 65, p. 415-421, 2008

GARTLEY, K.L.; SIMS, J.T. Phosphorus Soil Testing: Environmental Uses And Implications. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.** v.25.p. 1565-1582, 1994

GATIBONI, L. C. Disponibilidade de formas de fósforo do solo as plantas. 2003. 247p. Tese (Doutorado) Universidade Federal de Santa Maria -RS, Santa Maria.

GATIBONI, L.C.; RHEINHEIMER, D.S.; FLORES, A.F.C.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI, J. & LIMA, M.A.S. Phosphorus forms and availability assessed by ³¹P-NMR in successive cropped soil. **Comm. Soil Sci. Plant Anal.**, v.36, p.2625-2640, 2005.

GHINI, R.; BETTIOL, W. Uso agrícola de lodo de esgoto pode ter efeitos na ocorrência de doenças de plantas. Fazendeiro, 2004 (Boletim Técnico).

GOMES, S.B.V.; NASCIMENTO, C.W.A.; BIONDI, C.M.; ACCIOLY, A.M.A. Distribuição de metais pesados em plantas de milho cultivadas em Argissolo tratado com lodo de esgoto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.36, n.6, p.1689-1695, 2006.

GRANT, C.; BITTMAN, S.; MONTREAL, M.; PLENCHETTE, C.; MOREL, C. Soil and fertilizer phosphorus: Effects on plant P supply and mycorrhizal development. **Canadian Journal of Plant Science**, p 1-12, 2003.

GUERRA, J.G.M.; ALMEIDA, D.L.; SANTOS, G.A.; FERNANDES, M.S. Conteúdo de fósforo orgânico em amostras de solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.31, n.4, p. 291-299, 1996.

HANDBOOK on phosphate fertilization. Paris, ISMA, 1982. 210 p.

HART, M. R.; QUIN, B. F.; NGUYEN, M. L. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. **Journal of Environmental Quality**. v. 33. p. 1954 – 1972. 2004.

HAYGART, P. M.; JARVIS, S. C. Transfer of phosphorus from agricultural soils. **Advances in Agronomy**. v. 66. p. 195 –219.1999.

HAAN, F. A. M. Soil quality evaluation. In: HAAN, F. A. M.; VISSER-REYNEVELD, M. I. Soil pollution and soil protection, Wageningen Agricultural University. 1996. 306p.

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

HEDLEY, M.; McLAUGHLIN, M. Reactions of Phosphate Fertilizers and By-Products in Soils. In: SIMS, J.T.; SHARPLEY, A.N.; PIERZYNSKI, G.M; WESTERMANN, D.T.; CABRERA, M.L.; POWELL, J.M.; DANIEL,T.C. Phosphorus. Agriculture and the Environment. **American Society of Agronomy**. p.181-254. 2005.

HEREDIA, O. S.; CIRELLI, A. F. Environmental risks of increasing phosphorus addition in relation to soil sorption capacity. **Geoderma**. v. 137. p. 426-431. 2007.

HINEDI, Z.R.; CHANG, A.C.; LEE, R.W.K. Mineralization of phosphorus in sludge-amended soils monitored by phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectroscopy. **Soil Science Society of American Journal**, v.52, p. 1593-1596, 1988.

HOODA, P.S.; RENDELL, A.R.; EDWARDS, A.C.; WITHERS, P.J.A.; AITKEN, M.N.; TRUESDALE, V.W. Relating soil phosphorus indices to potential phosphorus release to water. **Journal of Environmental Quality**. v.29, p.1166–1171, 2000.

HOLANDA, J.S.; BRASIL, E.C.; SALVIANO, A.A.C.; CARVALHO, M.C.S.; RODRIGUES, M.R.L.; MALAVOLTA, E. Eficiência de extratores de fósforo para um solo adubado com fosfatos e cultivado com arroz. **Scientia Agricola**, v.52, n.3, p.561-568, 1995

HOLFORD, I.C.R. Soil phosphorus its measurements, and its uptake by plants. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, V. 35, p. 227-235, 1997)

IBRAHIM, H.S.; PRATT, P.F. Effects of rate application and time on phosphorus sorption by soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.46, p. 926-928, 1982.

IPPOLITO, J. A.; BARBARICK, K. A.; NORVELL, K. L. Biosolids impact soil phosphorus accountability, fractionation, and potential environmental risk. **Journal of Environmental Quality**. v. 36. p. 764-772. 2007.

JOHNSTON, A. E. Soil and Plant Phosphate. Paris: International Fertilizer Industry Association, 2000. 54p.

JORDÃO, C. B. Especificação e grau de saturação de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto. 2006. 83p. Tese (Doutorado). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba. Piracicaba. SP.

KIDD, P. S.; DOMINGUEZ-RODRIGUEZ, M. J.; DIEZ, J.; MONTERROSO, C. Bioavailability and plant accumulation of heavy metals and phosphorus in agricultural soils amended by long-term application of sewage sludge. **Chemosphere**. v. 66. p. 1458-1467. 2007.

KIRKHAM, M. B. Agricultural use of phosphorus in sewage sludge. **Advances Agronomy**. v. 35. p. 129-163. 1982.

KOOPMANS, G.F.; CHARDON, W.J.; DOLFING, J.; OENEMA, O.; VAN DER MEER, P.; VAN RIEMSDIJK, W.H. Wet chemical and phosphorus speciation in a sandy soil receiving long-term fertilizer or animal manure applications. **Journal of Environmental Quality**. v. 32. p. 287-295. 2003.

LOGAN, T. J.; CHANEY, R. Metals. In: PAGE, A. L.; GLEASON, T. L.; SMITH, J. E.; ISKANDAR, J. K.; SOMMERS, L.E. Utilization of municipal wastewater and sludge on land. Riverside : University of California, 1983. p.235-326

LUCHINI, I. Fósforo Disponível Em Dolo Ácidos e Corrigidos Com Aplicação de Fosfatos Solúvel, Reativo e Natural. 2008. 33p. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Oeste Paulista, Presidente Prudente.

MAGUIRE, R. O.; SIMS, J. T.; COALE, F. J. Phosphorus fractionation in biosolids-amended soils: relationship to soluble and desorbable phosphorus. **Soil Science Society of American Journal**, v. 64. p. 2018-2024. 2000a.

MAGUIRE, R.O.; J.T. SIMS.; COALE, F.J. Phosphorus solubility in biosolids-amended farm soils in the Mid-Atlantic region of the USA. **Journal of Environmental Quality**. v.29, p. 1225–1233, 2000b.

MAGUIRE, R. O.; SIMS, J. T.; DENTEL, S. K.; COALE, F. J.; MAH, J. T. Relationships between biosolids treatment process and soil phosphorus availability. **Journal of Environmental Quality**. v.30. p. 1023-1033. 2001(a).

MAGUIRE, R. O.; FOY, R. H.; BAILEY, J. S.; SIMS, J. T. Estimation of the phosphorus sorption capacity of acidic soils in Ireland. **European Journal of Soil Science**. v. 52. p. 479-487. 2001(b).

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. Avaliação do estado nutricional das plantas princípios e aplicações. 2 ed. Piracicaba: POTAFOS/CARGILL, 1997. 319 p.

MARTINAZZO, R.; SANTOS, D.R.; GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J. Fósforo Microbiano do Solo Sob Sistema Plantio Direto em Resposta à Adição de Fosfato Solúvel. **Revista Brasileira de Ciências do solo**. v. 31.p. 563-570. 2007.

MORAES, S.L.; REZENDE, M.O. Determinação da concentração micelar crítica de ácidos húmicos por medidas de condutividade e espectroscopia. **Quím. Nova**. v.27. n.5, 2004

McBRIDE, M. B. Environmental Chemistry of Soils. Oxford University Press. New York. 1994. 406p.

McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRON, L. M.; HAYGARTH, P. M.; BROOKES, P. C. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v. 59. p. 269-284. 2001

McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N. Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration. **Geoderma**. v.112. p. 143-154. 2003.

McDOWELL R. W.; BIGGS, B. J.; SHARPLEY, A. N. NGUYEN, L. Connecting phosphorus loss from agricultural landscapes to surface water quality. **Chemistry and Ecology**. v. 20. p. 1-40. 2004.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna, SP. Embrapa Meio Ambiente. p. 109-141, 2000.

MEHLICH, A. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH₄ by North Carolina Soil Testing Laboratoris. Raleigh, University of North Carolina, 1953. não publicado.

MIRANDA, L.N.; AZEVEDO, J.A.; MIRANDA, J.C.C.; GOMES, A.C. Calibration of soil P methods and common bean response to phosphate fertilizer row application. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v.37 11, p. 1621–1627, 2002

MOREL, C.; TUNNEY H.; PLÉNET, D.; PELLERIN, S. Transfer of phosphorus ions between soil and solution: Perspectives in soil testing. **Journal of Environmental Quality**. v.29. p. 50-59, 2000.

MOREL, C. Caractérisation de la phytodisponibilité du P du sol par la modélisation du transfert des ions phosphate entre le sol et la solution. Habilitation à Diriger des Recherches. INPL-ENSAIA Nancy. 80p. 2002. Disponível em: <<http://www.bordeaux.inra.fr/tcem>>. (20 julho. 2007).

MUNHOZ, R.O. Disponibilidade de fósforo para milho em solo que recebeu lodo de esgoto. 2001, 74p. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais). Instituto Agrônômico, Campinas.

MUNHOZ, R. O.; BERTON, R. S. Disponibilidade de fósforo para o milho em solo que recebeu lodo de esgoto. In: Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente. p. 91-124. 2006.

NAIR, V.D.; HARRIS, W.G. A capacity factor as an alternative to soil test phosphorus in phosphorus risk assessment. In Special Issue: Land application of farm wastes. New Zealand. **J. Agric. Res**. v.47, p. 491- 497, 2004

NASCIMENTO, C. W.; BARROS, D.A.S.; MELO, E.E.C.; OLIVEIRA, A.B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após a aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, MG, v.28: 385-392, 2004.

NOVAIS, R. F & SMYTH, J. Fósforo em solo e Planta em condições tropicais. Imprensa Universitária, UFV Viçosa, MG, 1999. 399p.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. Fertilidade do solo. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa. p. 471-549. 2007.

NOVAIS, R.F., KAMPRATH, E.J. Fósforo recuperado em três extratores químicos como função do fósforo aplicado no solo e do "fator capacidade". **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.3, p.41-46, 1979.

NOVOTNY, V.; TRAN, H.; SIMSIMAN, G.V.; CHESTERS, G. Mathematical modeling of land runoff contaminated by phosphorus. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v.50, p.101-112,1978.

O'CONNOR, G.A.; SARKAR, D.; BRINTON, S.R.; ELLIOTT, H.A.; MARTIN, F.G. Phytoavailability of Biosolids Phosphorus. **Journal of Environmental Quality**. v. 33:703-712, 2004).

OLIVEIRA, F.C. Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto. 1995. 90p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

PASTENE A. J. Factors affecting the crop availability of phosphorus in sewage sludge amended soils. M. S. University of Wisconsin. Madison. 1981

PAUTLER, M. C.; SIMS, J. T. Relationships between soil test phosphorus, soluble phosphorus, and phosphorus saturation in Delaware soils. **Soil Science Society of American Journal**. v. 64. p. 765-773. 2000.

PENN, C. J.; SIMS, T. Phosphorus forms in biosolids-amended soils and losses in runoff: effects of wastewater treatment process. **Journal of Environmental Quality**. v. 31. p. 1349-1361. 2002.

PETERS, J.M., BASTA, N.T., 1996. Reduction of excessive bioavailable phosphorus in soils by using municipal and industrial wastes. *J. Environ. Qual.* 25, 1236– 1241.

PHILLIPS, A B & WEBBS J R. Production, marketing and use of phosphorus fertilizers. In: OLSON, R. A., ARMY, T. J., HANWAY, J. J., KILMER, V. J.(eds.). Fertilizer technology & use, **Soil Science Society of America**, Madison, Wis., pp. 271-301. 1971

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. Soil phosphorus and environmental quality. In: PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soil and Environmental Quality**. 2 ed. 2000. 459p.

POTE, D. H.; DANIEL, E. C.; SHARPLEY, A. N.; MOORE JR, P. A.; EDWARDS, D. R.; NICHOLS, D. J. Relating Extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil Science Society of American Journal**. v. 60. p. 855-859. 1996.

PRITCHARD, D.L. Phosphorus bioavailability from land-applied biosolids in southwestern Australia. 2005. 301p. Tese (Doutorado)- University of Technology

QUAGGIO, J.A. Acidez e Calagem em solos tropicais. Campinas-SP: Instituto Agronômico, 2000. 111p

RAIJ, B. van. Seleção de métodos de laboratório para avaliar a disponibilidade de fósforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**,v.2, p. 1-9, 1978.

RAIJ, B. van; FEITOSA, C. T. Correlação entre o P extraído de solo por diversos extratores químicos e o absorvido pelo milho. **Bragantia**, Campinas, v. 39, n. 1, p. 51-57, 1980

RAIJ, B.van.; QUAGGIO, J.A.; SILVA, N.M. Extraction of phosphorus, potassium, calcium and magnesium from soils by an ion-exchange resin procedure. **Commun. in Soil Sci.** v. 17. p. 547-566, 1986

RAIJ, B.van.; QUAGGIO, J.A. Extractable phosphorus availability indexes as affected by liming. **Commun. in Soil Sci.** v. 21. p. 1267-1276, 1990.

RAIJ, B. van. Fertilidade do solo e adubação. Editora Agronômica Ceres Ltda. Piracicaba: Ceres, Potafos. 1991. 343p.

RAIJ B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2ª edição. Campinas, S.P. Instituto Agronômico & Fundação IAC. Boletim Técnico nº 100. 1996. 285p.

RAIJ, B. van. Fósforo no solo e interação com outros elementos. In: Yamada, T.; Abdalla, S.R.S. (Ed.). **Fósforo na Agricultura Brasileira**. Piracicaba: Potafos. p.107-115. 2004.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J. A. Determinação de fósforo, cálcio, magnésio e potássio extraídos com resina trocadora de íons. In: RAIJ, B. van.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas. p. 189-195. 2001a.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J. A. Determinação do pH em cloreto de cálcio e da acidez total. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. (Eds). Análise

química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas. p. 181-188. 2001b.

RAIJ, B. van.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; PROCHNOW, L.I. Ion exchange resin for assessing phosphorus availability in soil. **Better Crops**. v.93. p 23-25, 2009.

REIS, C.; FABRIS, J.D.; NOVAIS, R.F.; BAHIA FILHO, A.F.C.; SANTANA, D.P.; CURI, N.; COEY, J.M.G. Cinética de sorção de fósforo em alguns solos de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 19, p. 337-344, 1995

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

ROCHA, A.T.; DUDA, G.P.; NASCIMENTO, C.W.A.; RIBEIRO, M.R. Fracionamento do fósforo e avaliação de extratores do P-disponível em solos da Ilha de Fernando de Noronha **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.9. no.2. Campina Grande, 2005.

ROGALLA, F. Produção, caracterização e processamento de biossólidos. In: Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul, Anais. Curitiba: SANEPAR/ABES, 1998. p.35-40.

ROLIM, M.V.; NOVAIS, R.F.; NUNES, F.N.; ALVAREZ, V.H. Efeito da moagem do solo no teor de fósforo disponível por Mehlich-1, Resina em esferas e em lâmina. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v.32, p.1181-1190, 2008.

SANCHES, P. A.; LOGAN, T. J. Myths and science about the chemistry and fertility of soils in the tropics. In: LAL, R. ; SANCHES, P. A. Myths and science of soils of the tropics. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, p. 35-46, 1992.

SANEPAR. Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná. Curitiba-PR, 1997. 96 p.

SANTOS, D.R.; CASSOL, P.C.; KAMINSK, J.; ANGHINONI, I. Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. Fundamentos da matéria orgânica do solo. Porto Alegre: Metrópole. 2008. 636p.

SANTOS, B.R.C.; JÚNIOR, H.A.; GIONGO, V.P.; SILVA, J.B.; VOLTOLINI, T.V.; MORAES, S.A. Correlação do Fósforo no Sistema Solo-Planta-Animal em Pastagem Natural na Regial da Campanha-RS. I Congresso Brasileiro de Nutrição Animal. Fortaleza-CE, 2008.

SANTOS, J.Z.L.; NETO, A.E.F.; RESENDE, A.V.; CURI, N., CARNEIRO, L.F.; COSTA, S.E.V.G.A. Frações de fósforo em solo adubado com fosfatos em diferentes modos de aplicação e cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.32. p.705-714, 2008.

SARKAR, D.; O'CONNOR, G.A. Plant and soil responses to biosolids-phosphorus in two Florida soils with high phosphorus content. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.35, p.1569-1589, 2004.

SAWYER, C.N. Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage. *New England Water Works Assoc. J.* 61:109-127. 1947.

SCHOUMANS, O. F. Determination of the degree of phosphate saturation in non-calcareous soils. In: G. M. PIERZYNSKI. *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and water*. p. 31-34. 2000. Disponível em: www.sera17.ext.vt.edu

SCHOUMANS,O.F.; GROENENDIJK P. Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. **Journal of Environmental Quality**. v. 29, p.111-116, 2000.

SCHOUMANS, O.F.; MOL-DIJKSTRA, J.; AKKERMANS, L.M.W.; ROEST, C.W.J.; Assessment of non-point phosphorus pollution from agricultural land to surface waters by means of a new methodology. **Water Science & Technology** . v. 45, p.177–182, 2002

SHARIATMADARII, H.; SHIRVANI, M.; JAFARI, A. Phosphorus release kinetics and availability in calcareous soils of selected arid and semiarid toposequences. **Geoderma** v.132, p. 261–272, 2006.

SHARPLEY, A. N. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management. **Soil Science Society of American Journal**., v. 49. p. 1010-1015, 1985.

SHARPLEY. A. N.; WITHERS, P. J. Phosphorus Fertilizers. In: RECHCIGL, J. E. *Soil Amendments and Environmental Quality*. Universidade da Flórida (Estados Unidos). ISBN 0-87371-859-3. v 2. 528p. 1995.

SHARPLEY, A.N. Availability of phosphorus in manured soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.** v. 60, p.1459–1466, 1996.

SHARPLEY A. N.; DANIEL, T. C.; SIMS, J. T.; POTE, D. H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal of Soil and Conservation**. v. 51. p. 160-168. 1996

SHARPLEY, A.; FOY, B.; WITHERS, P. Practical and innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water: an overview. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, n.1, p.1-9., 2000.

SHARPLEY, A. N. Soil mixing to decrease surface stratification of phosphorus in manured soils. **Journal of Environmental Quality**. v. 32. p. 1375-1384. 2003.

SHIGAKI, F. Transporte de fósforo na enxurrada superficial em função do tipo de fonte de P e intensidade das chuvas: relevância à gerência ambiental em sistemas de produção brasileiros. 2006. 112 p. Tese (Doutorado) ESALQ, Piracicaba.

SCHOUMANS, O. F. Determination of the degree of phosphate saturation in non-calcareous soils. In: G. M. PIERZYNSKI. Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and water. p. 31-34. 2000. Disponível em: www.sera17.ext.vt.edu

SELLES, F.; CAMPBELL, C.A.; ZENTNER, R.P. Effect of cropping and fertilization of plant and soil phosphorus. **Soil Science Society of American Journal**. v.59, p. 140-144, 1995.

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

SILVA, J.T.A.; BRAGA, J.M. Sensibilidade de extratores de fósforo e nível crítico de dez solos do Estado de Minas Gerais. *Revista Ceres*, v.39, n.226, p.542-53, 1992.

SILVA, F.C., RAIJ, B. van. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada por diferentes extratores. **Pesq. agropecuária brasileira**, Brasília, v.34, n.2, p.267-288, fev. 1999

SILVA, F.C. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa. 1999.370p.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLIH.B.; PEXE, C. A.; BERNARDES, E. M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 5, p. 831-840, maio 2001.

SILVA, M.L.D. Sistema de amostragem do solo e avaliação da disponibilidade de fósforo na fase de implantação do plantio direto. 2002. 111p. Tese (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

SILVEIRA, M.M.L. Fracionamento seqüencial de fósforo em solos do semi-árido nordestino. 2000, 61p. Dissertação (Mestrado). UFRPE, Recife-PE.

SIMARD, R.R., BEAUCHEMIN, S., HAYGARTH, P.M. 2000. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. **Journal of environmental quality** 29,97-105

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira. Brasília.** v. 10. p. 1187-1195, 2003.

SIMS, J.T., EDWARDS. A.C., SCHOUMANS. O.F., SIMARD. R.R.. Integrating soil phosphorus testing into environmentally based agricultural management practices. **Journal of Environmental Quality.**v.29, p. 60–71, 2000.

SIMS, J.T., MAGUIRE. R.O., LEYTEM. A.B., GARTLEY. K.L., PAUTLER. M.C.. Evaluation of Mehlich 3 as an agri-environmental soil phosphorus test for the mid-Atlantic United States. **Soil Science Society of American Journal.** v.66, p. 2016-2032, 2002

SIMS, T.J.; BAKER. T.A. Phosphorus solubility in soils: Fundamental principles and innovations in management. Department of Plant and Soil Science College of Agriculture and Natural Resources, University of Delaware, Newark, DE. 2003

SMIL, V. Phosphorus in the environment: Natural flows and human interferences. Revisão anual de Energia e Meio Ambiente. v. 25, p.53-88, 2000.

SMITH, V.H., JOYE, S.B., HOWARTH, R.W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr*, v5. p 351-355.2006.

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

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

SUI, Y.; THOMPSON, M.L.; SHANG, C. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.63, p.1174-1140, 1999.

SUI, Y.; THOMPSON, M.L. Phosphorus sorption, desorption, and buffering capacity in a biosolids-amended mollisol. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.64, p.164-169, 2000.

SU, J.; WANG, H.; KIMBERLEY, M.O.; BEECROFT, K.; MAGESAN, G.N.; HU, C. Fractionation and Mobility of Phosphorus in a Sandy Forest Soil. **Environmental Science and Pollution Research**. v.4. p. 529-535. 2007.

STEVENSON, F.J. The phosphorus cycle. In: _____Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients. New York: Wiley. 1986. p.231-284.

STEWART, J.W.B.; McKERCHER, R.B. Phosphorus Cycle. In: BURNS, R.G.; SLATER, J.H. Experimental microbial ecology. Blackwell Scientific Publ. Oxford, UK. p. 221-238, 1982

TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D.; HAVLIN, J. L. (Ed.). **Soil fertility and fertilizers**. New York: Macmillan Publishing Company, 1993. p. 176-229.

TOOR, G.S.; BAHL, G.S. Kinetics of phosphate desorption from different soils as influenced by application of poultry manure and fertilizer phosphorus and its uptake by soybean. **Bioresource Technology**. v.69. p 117-121. 1999

TSUTIYA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna, SP. Embrapa Meio Ambiente. p. 69-105, 2000.

TSUTIYA, M.T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. In: TSUTIYA, M.Y.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. (Eds.) Biossólidos na Agricultura. São Paulo: SABESP, 2001.

TURNER, B.L.; HAYGARTH, P.M. Changes in Bicarbonate-extractable Inorganic and Organic Phosphorus by Drying Pasture **Soils**.**Soil Science Society of America Journal** 67:344-350. 2003

USEPA–UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Methods 3051: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soil and soils. http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/3_series.htm

USEPA. 1986. Quality criteria for water. Office of Water Regulation and Standards. EPA-440/5-86-001. May 1986.

USEPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils – Método 3050B, 1996

VAIDYANATHAM, L.V.; TALIBUDDEN, O. Rate processes in the desorption of phosphate from soils by ion exchange resins. Pasture **Soils**. **Soil Science Society of America Journal** . v 21. p.173-183, 1970.

VARADACHARI, C.; CHATTOPADHYAY, T.; GHOSH, K. Complexation of humic substances with oxides of iron and aluminum. *Soil Science*, Baltimore, v.162, n.1, p.28-34, 1997.

VAN DER ZEE, S.E.A.T.M.; W.H, VAN RIEMSDIJK. Sorption kinetics and transport of phosphate in sandy soil. **Geoderma**. v. 38, p. 293-309, 1986.

VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.; FOKKINK, L. G. J.; VAN RIEMSDIJK, W. H. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. **Soil Society America Journal**. v. 51. p. 599-604. 1987.

VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.; VAN RIEMSDIJK, W. H. Model for long-term phosphate reaction kinetics in soil. **Journal of Environmental Quality**. v. 17. p. 35-41. 1988.

VANZO, J.E.; MACEDO, L.S.; TSUTIYA, M.T. A quebra de um paradigma: a ETE Franca, além de tratar esgotos, produz o condicionador de solo SABFERTIL; XI Encontro Técnico da AESABESP; 2000; 10; XI Encontro Técnico da AESABESP; São Paulo.

VOLLENWEIDER, R. A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus. Pub. No. DAS/SAI/68.27. Organization for Economic Cooperation and Development, Directorate for Scientific Affairs, Paris, France.

VON SPERLING, M. Eutrofização dos corpos d'água. In: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná. p. 126-138. 1996.

WACHOWICZ, C.M.; Desenvolvimento e nutrição mineral de *Gypsophila paniculata* L. Cultivada em substrato com lodo de esgoto alcalinizado e adubação fosfatada. 2002. 91 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

THOMAS, G.W.; PEASLEE, D.E. Testing Soils for phosphorus. In: WALSH, L.M.; BEATON, J.D. *Soil Testing and Plant Analysis*. Soil Science Society of America. 491p. 1973.

WHITEHEAD, D.C. Nutrient Elements in Grassland: Soil, Plant, Animal Relationships. 1.ed. London, UK, 2000. 369 p.

WIEDERHOIT, R & JOHNSON, B. Phosphorus Behavior: In the Environment. 2005 <http://www.ag.ndsu.edu>. (23 junho 2007).

WOOD, C.W. 1998. Agricultural phosphorus and water quality: An overview. p. 5–12. In J.T. Sims (ed.) Soil testing for phosphorus: Environmental uses and implications. USDA-CSREES Southern

ANEXO (s)

Anexo 1

Resultados originais (médias) de P, extraído com os extratores: RTA (Tabela 24), Mehlich-1 (Tabela 25), índice ambiental GSP (Tabela 26) e o CaCl_2 0,01 mol L⁻¹ (Tabela 27).

Tabela 24. Resultados originais (médias), em mg kg⁻¹, das amostras do solo arenoso e do solo argiloso, obtidos com o método RTA.

Amostras	pH	P Resina (mg kg ⁻¹)					
		Tempo de agitação(h)					
		6	10	16	22	28	34
Arenoso							
I0 _a	Muito ácido	5	5	7	7	8	8
I0 _m	Moderadamente ácido	5	5	6	6	6	7
I8 _a	Muito ácido	13	11	14	11	14	15
I8 _m	Moderadamente ácido	9	7	12	12	14	14
I16 _a	Muito ácido	29	33	19	17	28	21
I16 _m	Moderadamente ácido	23	15	35	15	19	25
Argiloso							
J0 _m	Moderadamente ácido	8	4	6	6	6	6
J0 _a	Muito ácido	9	4	7	5	7	7
J8 _m	Moderadamente ácido	21	20	25	31	29	33
J8 _a	Muito ácido	28	22	29	37	34	37
J16 _m	Moderadamente ácido	36	32	40	49	58	57
J16 _a	Muito ácido	41	36	47	67	63	64

Tabela 25. Resultados originais (médias), em mg kg^{-1} , das amostras do solo arenoso e do solo argiloso, obtidos com o método Mehlich 1.

Amostras	pH	P Mehlich-1 (mg kg^{-1})					
		Tempo de agitação (min)					
		1	3	5	10	15	20
Arenoso							
I0 _a	Muito ácido	12,8	12,0	9,2	12,6	11,5	10,7
I0 _m	Moderadamente ácido	11,6	11,0	7,5	11,5	10,8	10,8
I8 _a	Muito ácido	21,8	20,2	15,3	22,8	27,7	22,4
I8 _m	Moderadamente ácido	20,2	19,7	13,4	21,9	20,4	22,3
I16 _a	Muito ácido	33,0	40,7	27,7	31,6	29,5	26,9
I16 _m	Moderadamente ácido	35,3	33,3	19,8	31,1	30,3	34,1
Argiloso							
J0 _m	Moderadamente ácido	5,8	5,5	6,5	6,8	5,9	5,6
J0 _a	Muito ácido	6,3	5,6	5,6	6,7	5,9	5,9
J8 _m	Moderadamente ácido	48,5	44,8	56,0	64,1	41,6	50,7
J8 _a	Muito ácido	53,2	55,1	61,6	67,0	45,3	52,4
J16 _m	Moderadamente ácido	141,5	133,3	108,3	153,3	108,3	120,9
J16 _a	Muito ácido	146,2	124,9	106,7	165,0	115,6	122,6

Tabela 26. Resultados originais (médias), em %, das amostras do solo arenoso (L0-L5) e do solo argiloso (E0-E5), obtidos com o método GSP.

Amostras	pH	P GSP (%)					
		Tempo de agitação (h)					
		0,5	1	2	4	6	8
Arenoso							
I0 _a	Muito ácido	0,7	0,0	4,5	2,0	4,3	2,5
I0 _m	Moderadamente ácido	0,4	0,0	4,3	1,6	5,2	3,0
I8 _a	Muito ácido	4,1	5,1	5,4	3,4	6,0	4,9
I8 _m	Moderadamente ácido	4,7	5,2	5,7	4,3	5,9	5,2
I16 _a	Muito ácido	10,1	13,0	13,0	7,8	11,9	10,5
I16 _m	Moderadamente ácido	10,2	15,4	14,2	8,7	14,0	10,6
Argiloso							
J0 _m	Moderadamente ácido	2,8	0,7	3,1	2,1	2,9	1,8
J0 _a	Muito ácido	1,9	0,1	2,9	2,2	2,9	1,8
J8 _m	Moderadamente ácido	20,7	16,8	12,4	10,6	10,7	8,7
J8 _a	Muito ácido	21,2	17,1	12,0	10,0	10,4	8,7
J16 _m	Moderadamente ácido	31,9	26,5	20,4	17,2	16,7	14,5
J16 _a	Muito ácido	32,2	26,0	19,7	17,0	16,2	14,4

Tabela 27. Resultados originais (médias), em mg kg⁻¹, das amostras do solo arenoso e do solo argiloso, obtidos com o método CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹.

Amostras	pH	CaCl ₂ 0,01 mol L ⁻¹ (mg/kg)					
		Tempo de agitação (h)					
		0,5	1	2	4	6	8
Arenoso							
I0 _a	Muito ácido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
I0 _m	Moderadamente ácido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
I8 _a	Muito ácido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
I8 _m	Moderadamente ácido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
I16 _a	Muito ácido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
I16 _m	Moderadamente ácido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Argiloso							
J0 _m	Moderadamente ácido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
J0 _a	Muito ácido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
J8 _m	Moderadamente ácido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
J8 _a	Muito ácido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
J16 _m	Moderadamente ácido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
J16 _a	Muito ácido	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Anexo 2

Distribuição do P nas frações dos solos arenoso (Figura 12) e argiloso (Figura 13).

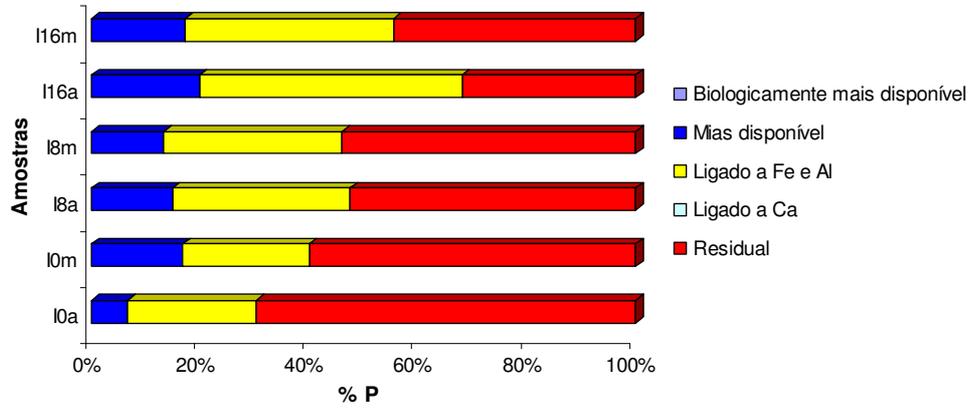


Figura 12. Distribuição do P nas frações das amostras do solo arenoso

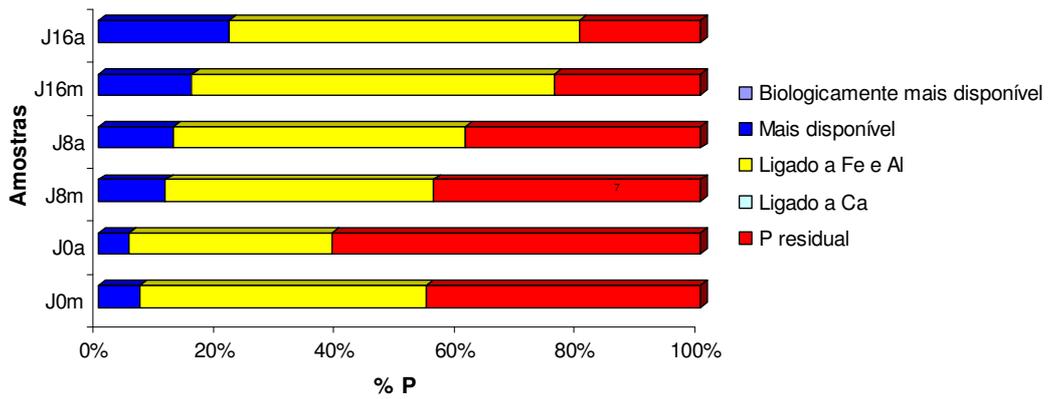


Figura 13. Distribuição do P nas frações das amostras do solo argiloso

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)