

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS**

Programa de Pós-Graduação em Agronomia

Área de concentração: Solos



**TESE**

**Influência do alagamento nas formas e disponibilidade de fósforo  
em solo de várzea**

**Juliana Brito da Silva**

Pelotas, 2013

**JULIANA BRITO DA SILVA**

**INFLUÊNCIA DO ALAGAMENTO NAS FORMAS E  
DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO EM SOLO DE VÁRZEA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências (área do conhecimento: Solos).

Orientador: Rogério Oliveira de Sousa

Pelotas, 2013

Dados Internacionais de Publicação (CIP)

S586i Silva, Juliana Brito da  
Influência do alagamento nas formas e  
disponibilidade de fósforo em solo de várzea / Juliana  
Brito da Silva; Rogério Oliveira de Sousa,  
orientador. - Pelotas, 2013.  
125 f.: il.

Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal  
de Pelotas, Universidade Federal de Pelotas. Pelotas,  
2013.

1.Drenagem. 2.Solo alagado. 3.Redução. 4.Isoterma  
de Langmuir. I. Sousa, Rogério Oliveira de , orient.  
II. Título.

CDD: 631.432

Catálogo na Fonte: Marlene Cravo Castillo CRB:10/744  
Universidade Federal de Pelotas

**Banca examinadora:**

Professor, Dr. Rogério Oliveira de Sousa (Presidente)  
Faculdade de Agronomia “Eliseu Maciel” – UFPel

Professor, Dr. Gustavo Kruger Gonçalves  
Universidade Estadual do Rio Grande do Sul - UERGS

Professor, Dr. Ledemar Carlos Vahl  
Faculdade de Agronomia “Eliseu Maciel” – UFPel

Professora, Dra. Flavia Fontana Fernandes  
Faculdade de Agronomia “Eliseu Maciel” – UFPel

Pesquisadora, Dra. Walkyria Bueno Scivittaro  
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa

***DEDICO***, aos meus pais Loeci e José  
Plotino, pela educação, pelo  
amor, dedicação e  
compreensão e ao meu irmão  
Alisson.

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus por estar sempre ao meu lado.

Ao professor Rogério Oliveira de Sousa, pela orientação desse trabalho, pelo aprendizado e pela dedicação.

À Universidade Federal de Pelotas pela oportunidade de realizar o curso de Pós-Graduação em Agronomia.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo.

Aos meus amigos que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho, Jonas, Roberto, Gerson, a bolsista Cláudia pela dedicação, ao Marcos pelo auxílio na estatística.

Pela grande amiga que ganhei e que levarei para o resto da vida, Gláucia presente em todos os momentos.

A todos os professores pelos ensinamentos e aos funcionários, em especial a Rosane, pela amizade e auxílio no laboratório.

Agradeço a todos meus colegas da salinha da pós que fizeram parte do meu cotidiano, fazendo dos meus dias melhores, e também aqueles que passaram por lá e já seguiram seus caminhos.

Aos pesquisadores Noel Gomes e Walkyria Scivittaro pela oportunidade de estágio na Embrapa Clima Temperado durante a graduação.

## Resumo

SILVA, Juliana Brito. **Influência do alagamento nas formas e disponibilidade de fósforo em solo de várzea**. 2013. 123p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia/Solos. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

No cultivo do arroz irrigado por alagamento, os solos de várzea podem suprir as plantas com diferentes quantidades de fósforo devido ao material de origem e aos fenômenos que ocorrem nos diferentes ciclos de oxidação e redução. Um fator importante do solo que regula a disponibilidade do fósforo para as plantas é a capacidade de adsorção de fósforo. Com o objetivo de avaliar o efeito do alagamento sobre as formas de fósforo e sobre a capacidade de adsorção de fósforo em solos de várzea desenvolveram-se dois estudos. No primeiro estudo, a partir de dois experimentos mais amplos, conduzido por cinco anos (2003/04 a 2007/08), em um Planossolo Háplico eutrófico solódico, foram selecionados três tratamentos: testemunha sem adição de  $P_2O_5$ , dose recomendada de  $P_2O_5$  na forma de superfosfato triplo- SFT ( $110 \text{ kg ha}^{-1}$  para o milho e  $120 \text{ kg ha}^{-1}$  para a soja) + acréscimo anual da dose de reposição e dose recomendada de  $P_2O_5$  na forma de fosfato natural de Arad (FN) + acréscimo anual da dose de reposição. No quinto ano do experimento foram coletadas amostras de solo das parcelas experimentais em duas oportunidades (0-2,5 e 2,5-5,0 cm), antes e após o cultivo do arroz, onde foi realizado o fracionamento químico de fósforo. O cultivo de arroz irrigado por alagamento propicia a diminuição das formas inorgânicas lábeis de P no solo (RTA e bic  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ), na camada de 0-2,5 cm em ambas as restevas, utilizando o SFT. A forma de P mais afetada pelo alagamento foi aquela protegida no interior dos microagregados ( $P_i$  hid  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ) em ambas as restevas e profundidades. O P orgânico teve maior participação no P total utilizando o SFT e o FN, em ambas as restevas e profundidades, após o alagamento, seguido do P-inorgânico e por último, do P-residual. No segundo estudo, conduzido em casa de vegetação, avaliou-se o efeito do alagamento na capacidade máxima de adsorção de fósforo – CMAP de dois solos de várzea (Planossolo Háplico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vértico) com diferente capacidade de adsorção de fósforo- CMAP, baixa e alta coletados na profundidade de 0-20 cm, conduzidos de forma

alagada e não-alagada estruturada em um fatorial 2x2. A determinação da CMAP foi feita por meio do ajuste de isothermas de adsorção, em que subamostras foram colocadas em contato com concentrações crescentes de P (1, 2, 4, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 100 e 125 mg kg<sup>-1</sup> de P no solo) durante 16 h. Após esse período, determinou-se o P em equilíbrio na solução, sendo a equação de Langmuir ajustada aos dados. A CMAP aumenta em solos alagados imediatamente após a drenagem, sendo que este efeito perdura por pelo menos 96 dias após a drenagem.

Palavras-chave: Drenagem, Redução, Isotherma de Langmuir, Solo Alagado.



## Abstract

SILVA, Juliana Brito. **Influence of flooding on the forms and availability of phosphorus in lowland soil**. 2013. 123p. Thesis – Graduate Program in Agronomy, Area of Concentration: Soils. Federal University of Pelotas, Pelotas – Brasil.

In irrigated rice, the lowland soils can supply the plants with different amounts of phosphorus due to the source material and the phenomenon that occur in different cycles of oxidation and reduction of these soils. An important factor which regulates the soil availability of phosphorus for plants is the ability to absorb phosphorus. With the overall objective of evaluating the effect of flooding on the forms of phosphorus and on the absorption capacity of phosphorus in lowland soils, two studies have been developed. In the first study, from two larger experiments, conducted for five years (2003/04 to 2007/08), in Solodic Planosol, three treatments have been selected: control, recommended dose of  $P_2O_5$  as SFT + annual increase of replacement dose and dose Recommended  $P_2O_5$  as FN + annual increase of replacement dose. Soil samples were collected at two depths (0-2,5 cm and 2,5-5,0 cm) in the respective treatments. The irrigated rice by flooding provides the decrease inorganic forms of labile soil P (RTA and bic  $0.5 \text{ mol L}^{-1}$ ), in the 0-2.5 cm layer in both restevass using the SFT. The form of P most affected by flooding was the one protected inside of microaggregates ( $P_i$  hid  $0.5 \text{ mol L}^{-1}$ ) on both stubbles and depths. Organic P had greater participation in total P using the SFT and FN, in both stubbles and depths, after flooding, followed by P-inorganic and finally, the P-residual. In the second study, conducted in the greenhouse, it was evaluated the effect of flooding in the maximum adsorption capacity of phosphorus - CMAP in two lowland soils (Planossolo Haplico and Chernossolo Ebanico), with different adsorption capacity of phosphorus-CMAP, low and high collected at a depth of 0-20 cm, conducted in a flooded and non-flooded structured in a 2x2 factorial design. The determination of CMAP was made by adjusting adsorption isotherm in which subsamples were placed in contact of increasing concentrations of P (1, 2, 4, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 100 and  $125 \text{ mg kg}^{-1}$  of P) for 16 h. After that, the P determined in equilibrium in the solution, and the Langmuir equation to the data set. After drainage the CMAP of the soil increased taking about 184 days to return to its initial condition before the

flooding. The CMAP increases in flooded soil immediately after drainage, and this effect endures for at least 96 days after drainage.

Keywords: Drainage, Reduction, Langmuir Isotherm, Waterlogged Soil.

## Lista de Figuras

Figura 1- Distribuição relativa dos íons ortofosfato em relação ao pH da solução.Vale et al. (1997). .....	21
Figura 2- Esquema representativo da adsorção de fósforo através de ligações monodentadas e bidentadas. Novais e Smyth (1999). .....	22
Figura 3- Esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley et al. (1982) com modificações de Condon et al. (1985). Adaptado de Gatiboni (2005). .....	45
Figura 4- Distribuição dos baldes na casa de vegetação. ....	65
Figura 5- Eletrodos específicos, combinados, ligados a um potenciômetro e previamente instalados em uma “célula eletrométrica” .....	67
Figura 6 - Evolução do Eh na solução do solo para os dois solos estudados: Planossolo Háplico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico. ....	71
Figura 7- Evolução do pH na solução do solo para os dois solos estudados: Planossolo Háplico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico. ....	71
Figura 8- Concentração de Fe na solução do solo para os dois solos estudados: Planossolo Háplico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico. ....	72
Figura 9- Concentração de Mn na solução do solo para os dois solos estudados: Planossolo Háplico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico. ....	73
Figura 10- Concentração de P na solução do solo para os dois solos estudados: Planossolo Háplico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico. ....	74
Figura 11- Variações na CMAP para o Planossolo Háplico eutrófico solódico (a) e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico (b) nas condições de alagado e não-alagado no momento da drenagem, aos 36, 66, 96 e 184 dias após a drenagem. ....	76

## Lista de Tabelas

Tabela 1- Distribuição temporal das culturas considerando cada experimento, durante as cinco safras consideradas.....	41
Tabela 2 - Distribuição temporal e quantitativa dos tratamentos, considerando fontes e doses de fósforo $P_2O_5$ ( $kg\ ha^{-1}$ ) envolvendo o sistema de cultura milho/arroz irrigado.....	42
Tabela 3 - Distribuição temporal e quantitativa dos tratamentos, considerando fontes e doses de fósforo ( $kg\ ha^{-1}$ ) envolvendo o sistema de cultura soja/arroz irrigado.....	42
Tabela 4 - Resultados da análise do solo da área experimental, na camada de 0 - 20 cm de profundidade, antes da implantação do experimento. ....	42
Tabela 5- Sequência do Fracionamento e designação das frações.....	46
Tabela 6 - Frações de fósforo inorgânico ( $mg\ kg^{-1}$ ) de amostras de um Planossolo coletadas antes e após o cultivo de arroz irrigado em duas profundidades e em função de fontes de adubação fosfatada (Superfosfato Triplo - SFT e Fosfato Natural reativo de Arad – FN, com reaplicação do adubo fosfatado na forma de SFT), na resteva de milho no sistema plantio direto.....	48
Tabela 7 - Frações de fósforo inorgânico ( $mg\ kg^{-1}$ ) de amostras de um Planossolo coletadas antes e após o cultivo de arroz irrigado em duas profundidades e em função de fontes de adubação fosfatada (Superfosfato Triplo - SFT e Fosfato Natural reativo de Arad – FN, com reaplicação do adubo fosfatado na forma de SFT), na resteva de soja no sistema plantio direto.....	49
Tabela 8 - Frações de fósforo orgânico ( $mg\ kg^{-1}$ ) de amostras de um Planossolo coletadas antes e após o cultivo de arroz irrigado em duas profundidades e em função de fontes de adubação fosfatada (Superfosfato Triplo - SFT e Fosfato Natural reativo de Arad – FNA, com reaplicação do adubo fosfatado na forma de SFT), na resteva de milho no sistema plantio direto. ....	54
Tabela 9 - Frações de fósforo orgânico ( $mg\ kg^{-1}$ ) de amostras de um Planossolo coletadas antes e após o cultivo de arroz irrigado em duas profundidades e em função de fontes de adubação fosfatada (Superfosfato Triplo - SFT e Fosfato Natural reativo de Arad – FNA, com reaplicação do adubo fosfatado na forma de SFT), na resteva de soja no sistema plantio direto. ....	55
Tabela 10 - Fósforo inorgânico (Pi), fósforo orgânico (Po), fósforo residual (P res) e fósforo total (P total) ( $mg\ kg^{-1}$ ) de amostras de um Planossolo coletadas antes e após o cultivo de arroz irrigado em duas profundidades e em função de fontes de adubação fosfatada (Superfosfato Triplo - SFT e Fosfato Natural reativo de Arad – FNA, com reaplicação do adubo fosfatado na forma de SFT), na resteva de milho no sistema plantio direto. ....	57

Tabela 11 - Fósforo inorgânico (Pi), fósforo orgânico (Po), fósforo residual (P res) e fósforo total (P total) (mg kg <sup>-1</sup> ) de amostras de um Planossolo coletadas antes e após o cultivo de arroz irrigado em duas profundidades e em função de fontes de adubação fosfata (Superfosfato Triplo - SFT e Fosfato Natural reativo de Arad – FNA, com reaplicação do adubo fosfatado na forma de SFT), na resteva de soja no sistema plantio direto. ....	<b>58</b>
Tabela 12 - Resultados da análise do solo, na camada de 0-20 cm de profundidade.....	<b>66</b>
Tabela 13 - Valor F e probabilidade "p" dos testes univariado de hipótese por análises de modelos lineares mistos.....	<b>78</b>
Tabela 14 - Valor da estatística F e a probabilidade "p" dos contrastes ortogonais para a hipótese de interesse dos níveis de alagamento.....	<b>78</b>

## Sumário

1.	Introdução Geral.....	11
2.	Revisão Bibliográfica .....	15
2.1	Arroz Irrigado por alagamento nos solos do Rio Grande do Sul.....	15
2.2	Fósforo no solo .....	17
2.3	Fertilizantes fosfatados adicionados no solo sob sistema de plantio direto	21
2.4	Alterações nas frações de fósforo em função do alagamento .....	26
2.5	Métodos de extração de fósforo .....	30
2.6	Fracionamento de fósforo.....	33
3.	Capítulo 1- Influência do alagamento sobre as formas de fósforo em Planossolo cultivado com soja e milho sob arroz irrigado subsequente .....	37
3.1	Introdução.....	38
3.1.1	Hipóteses.....	40
3.1.2	Objetivo .....	40
3.2	Material e Métodos .....	41
3.2.1	Procedimento experimental .....	41
3.2.2	Método de Fracionamento de fósforo utilizado .....	43
3.3	Resultados.....	47
3.4	Conclusões.....	60
4	Capítulo 2 – Efeito do alagamento de dois solos de várzea sobre a capacidade máxima de adsorção de fósforo .....	61
4.1	Introdução.....	62
4.1.1	Hipótese .....	64
4.1.2	Objetivo .....	64
4.2	Material e Métodos .....	65
4.2.1	Coleta e preparo dos solos.....	65
4.2.2	Análises da solução do solo .....	67
4.2.3	Análises laboratoriais.....	68
4.3	Resultados e Discussão .....	70
4.3.1	Solução do solo .....	70
4.3.2	Capacidade máxima de adsorção de fósforo .....	75
4.4	Conclusão .....	83
5.	Considerações Finais .....	84
6.	Referências Bibliográficas .....	86
7-	Apêndice.....	102

## 1. Introdução Geral

O fósforo (P) é um dos nutrientes mais limitantes ao rendimento das plantas, apesar de sua relativa abundância na crosta terrestre. De modo geral, mesmo que o teor total de P no solo seja alto em relação ao necessário para as plantas, apenas uma pequena fração deste está presente em compostos com baixa energia de ligação, que possibilitem sua dessorção dos colóides e disponibilidade às plantas (BARBER, 1995).

O solo pode assumir o papel de fonte ou de dreno de P. Quando o fósforo estiver presente em formas facilmente dessorvíveis, o solo atua como fonte de P, porém o aumento da força de ligação do fósforo com determinados colóides pode fazer com que o solo atue como dreno. Normalmente com o aumento do intemperismo, os solos mudam de fonte para dreno, tornando-se mais eletropositivos e com grande capacidade de adsorver e reter anions, tais como os fosfatos (NOVAIS e SMYTH, 1999).

Para entender a sua dinâmica, o fósforo do solo é dividido em dois grandes grupos, fósforo inorgânico (Pi) e fósforo orgânico (Po), dependendo da natureza do composto a que está ligado. O grupo do fósforo inorgânico pode ser separado em quatro frações: o fósforo dos minerais primários ou estruturais, fósforo dos minerais secundários, fósforo adsorvido e o fósforo da solução do solo, que é encontrado em pequenas quantidades. Este grupo compreende um intrincado grupo de fosfatos inorgânicos, formando diferentes compostos e com diferentes graus de estabilidade química. O fósforo orgânico pode constituir de 20% a 80% do fósforo total do solo e, nos solos tropicais, é fonte de fósforo às plantas e deve ser levado em consideração em estudos envolvendo a sua dinâmica e biodisponibilidade; as principais formas já identificadas são os fosfolipídios, ácidos nucleicos e outros ésteres fosfato (Rheinheimer e Anghinoni, 2003). O fósforo orgânico é originário dos resíduos vegetais adicionados ao solo, do tecido microbiano e dos produtos de sua decomposição (RHEINHEIMER et al., 2000; CONTE et al., 2003; MARTINAZZO et al., 2007).

Solos bem drenados frequentemente apresentam baixa disponibilidade de P, devido à tendência deste elemento formar compostos estáveis de alta energia de ligação, principalmente com óxidos e hidróxidos de Fe e Al (Tisdale et al., 1985). Já em ambientes sazonalmente alagados, como os solos de várzea, existe uma

alternância nas condições de oxidação e redução, a qual determina modificações intensas na fase sólida mineral do solo e na dinâmica de elementos altamente reativos, como o fósforo. Esses solos apresentam como características comuns a drenagem deficiente e o hidromorfismo. Isso se deve ao relevo predominantemente plano, associado a um perfil de solo com camada superficial pouco profunda e subsuperficial praticamente impermeável, características que tornam esses solos apropriados para o cultivo do arroz irrigado.

Quando os solos de várzea são cultivados com arroz irrigado em rotação com culturas de sequeiro, como o milho, o azevém, o sorgo e a soja, há alterações no comportamento do fósforo no solo. Durante o alagamento do solo, os óxidos de ferro podem ser considerados como fonte de fósforo para as plantas de arroz, já que as bactérias anaeróbias utilizam os óxidos férricos como receptores de elétrons no processo de respiração, reduzindo-os a óxidos ferrosos, de maior solubilidade, promovendo a dessorção do fósforo. A partir dessas reações de oxirredução, modificam-se os valores do pH e o potencial redox (Eh), que é o indicador mais importante do estado de oxirredução dos solos, e aumenta a disponibilidade de vários elementos (PONNAMPERUMA, 1972).

Sah e Mikkelsen (1986) relatam que as frequentes mudanças nas condições de oxidação e redução dos solos de várzea resultam em modificações na estabilidade de diversos minerais do solo, de tal modo que formas de óxidos e hidróxidos de Fe de baixa cristalinidade tornam-se predominantes com o passar do tempo (Moorman e van Breemen, 1978). Os óxidos de Fe de baixa cristalinidade, como goethita, lepidocrocita e ferridrita, os quais apresentam maior área superficial específica e maior reatividade química do que as frações mais cristalinas (Schwertmann e Taylor, 1989), poderão ser os componentes mais importantes na adsorção de P durante o período em que o solo permanece drenado e, além disso, controlarão a liberação de P provocada pelo posterior alagamento para cultivo de arroz.

Uma das maneiras de estudar o fenômeno de adsorção do P é a partir do uso de isotermas de adsorção, as quais descrevem quantitativamente a adsorção de solutos à superfície de sólidos, sob condições constantes de temperatura e pressão, mostrando a quantidade de adsorvato sorvido em função de uma concentração de equilíbrio (Bohn et al., 1985) e baseia-se nos seguintes princípios: (1) a superfície de adsorção é homogênea, isto é, a adsorção é constante e independe da extensão da



cobertura da superfície; (2) a adsorção ocorre em sítios específicos, sem interação entre os íons adsorvidos; e (3) a adsorção é máxima quando uma camada monomolecular cobre totalmente a superfície (SOARES, 2006).

Entre os modelos mais utilizados para se descrever a adsorção dos elementos, tem-se o de Langmuir (Sposito, 1989), o qual se baseia no fato da adsorção ocorrer em sítios uniformes, sendo que cada sítio pode acomodar apenas um elemento adsorvido, com recobrimento em monocamada em superfície homogênea e afinidade iônica (ATKINS, 1994).

O processo de reoxidação após a drenagem do solo diminui a disponibilidade do fósforo, em decorrência da readsorção da fração solubilizada, durante o período de redução, nas superfícies altamente reativas de óxidos de ferro recentemente precipitados (Brandom e Mikkelsen, 1979, Bradley et al., 1984) com a formação de óxidos de ferro de baixa cristalinidade (Vahl, 1991). Diante disso, os óxidos voltam a funcionar como caráter dreno de fósforo com maior intensidade, diminuindo o efeito residual para as culturas subsequentes.

A dinâmica do fósforo durante o alagamento do solo é diferente do que ocorre em condições oxidadas e os métodos comumente utilizados para avaliar a disponibilidade deste nutriente não identificam formas de fósforo que poderão contribuir para as plantas de arroz durante o alagamento. As técnicas de fracionamento de fósforo visam à obtenção das formas com que este elemento é retido no solo e sua contribuição na capacidade de suprimento de fósforo para as plantas. Várias técnicas de fracionamento de fósforo têm sido utilizadas, destacando-se os métodos de Chang e Jackson (1957) e de Hedley et al. (1982), modificado por Condron et al. (1985). Estas técnicas variam no número e na forma das frações extraídas (inorgânicas e orgânicas), bem como na ordem e tipo de extrator utilizado.

O sistema plantio direto proporciona maior eficiência de aproveitamento do fósforo pelas plantas, o que tem sido atribuído ao menor contato entre o fertilizante e as partículas do solo, promovido pela ausência de revolvimento, e à presença de resíduos vegetais sobre a superfície do solo, favorecendo a retenção de umidade e a taxa de difusão do fósforo até as raízes. Além disso, ânions de ácidos orgânicos liberados pelos resíduos vegetais podem competir com o fósforo pelos sítios de sorção, bem como complexar o alumínio e o ferro, aumentando a atividade do fósforo na solução do solo. De outro modo, o aumento da atividade biológica, em

decorrência do maior teor de matéria orgânica, pode favorecer a mineralização do fósforo da fração orgânica do solo, podendo se constituir em importante fonte de fósforo às plantas (COELHO e ALVES, 2003).

Com base no exposto, este trabalho tem como objetivo geral avaliar o efeito do alagamento sobre as formas de fósforo e sobre a capacidade de adsorção do fósforo em solos de várzea.

## **2. Revisão Bibliográfica**

### **2.1 Arroz Irrigado por alagamento nos solos do Rio Grande do Sul**

O principal sistema de cultivo de arroz no mundo envolve a irrigação por alagamento, correspondendo a 57% da área total cultivada, e contribui com mais de 70% da produção mundial desse cereal (IRRI, 2007). O arroz irrigado se destaca na Região Sul do Brasil, sendo a principal produtora nacional, responsável por mais de 61% do total produzido no Brasil, mais especificamente no Rio Grande do Sul, seguido por Santa Catarina com produção de 8 a 9%, e em 2006 foi responsável por mais da metade da produção nacional (IBGE, 2009). Segundo dados do Instituto Rio-Grandense do Arroz (Irga) a área plantada no estado, na safra 2011/2012, foi de 1.031.431ha com uma produtividade média de 7.439 kg ha. Esse grande volume produzido nos dois estados, totalizando cerca de 70%, é considerado estabilizador para o mercado brasileiro e garante o suprimento desse cereal à população brasileira (SOSBAI, 2012).

A produção de arroz por alagamento no Rio Grande do Sul é concentrada na metade sul do Estado, onde predominam, nas terras baixas, os Planossolos e Gleissolos, representando 56% das áreas de várzea. Localizados em cotas mais elevadas, ocorrem os Chernossolos e os Neossolos, que representam 16 e 11 % das áreas de várzea, respectivamente (Pinto et al., 2004). Os últimos, embora participem com menor área, são importantes ordens de solos utilizadas para o cultivo de arroz, pois associado ao fato da posição geográfica de onde ocorrem ser favorável à cultura, proporcionam maiores produtividades ao arroz devido à maior fertilidade química natural em relação às demais ordens.

Em solos jovens e moderadamente intemperizados, como os Vertissolos, Chernossolos e os Neossolos, ocorre fósforo em minerais primários, mas a maior parte deste elemento se encontra na forma orgânica (Po), ou na forma mineral (Pi), adsorvida fracamente aos minerais secundários. Nos solos altamente intemperizados, como os Latossolos, predominam as formas inorgânicas ligadas à fração mineral com alta energia e as formas orgânicas estabilizadas física e quimicamente. De acordo com o maior ou menor grau de estabilidade destes compostos, são enquadrados como fosfatos lábeis e não-lábeis. A fração lábil é

representada pelo conjunto de compostos fosfatados capazes de repor rapidamente a solução do solo, quando o nutriente é absorvido por plantas ou por microrganismos. Por isso, as frações mais lábeis são dependentes do grau de intemperização do solo (WALKER e SYERS, 1976; CROSS e SCHLESINGER, 1995).

Na metade Sul, onde tradicionalmente se cultiva o arroz, os solos são originados, principalmente, de basalto e sedimentos de basalto, na região da Fronteira Oeste; de arenitos, e siltitos, e argilitos e de folhelhos na Campanha e Depressão Central; e de sedimentos de granito, na região Litoral Sul (Sousa et al., 2004). Assim, como o basalto é o material dos solos do RS mais rico em P, espera-se que solos originados desta rocha ou de seus sedimentos apresentem um conteúdo maior de fósforo total. Já os solos originados dos demais materiais, devem apresentar menores conteúdos de fósforo total, como é o caso da maioria dos solos de várzea do RS.

As condições apresentadas pelos solos de várzea podem ser consideradas favoráveis para o cultivo do arroz irrigado devido às características peculiares desses solos, porém são restritivas ao desenvolvimento do sistema radicular das culturas de sequeiro. A utilização do plantio direto para o arroz irrigado, associado à rotação de culturas, amplia as possibilidades de uso desses solos com culturas de sequeiro (GOMES et al., 2006).

Alguns fatores podem contribuir para aumentar a produtividade das lavouras de arroz irrigado no estado do RS como a utilização de coberturas do solo no inverno, que tem por finalidade o aporte de resíduos ao sistema e a consequente reciclagem de nutrientes, para a melhoria da fertilidade do solo. O azevém é uma gramínea que vem sendo muito utilizada como cobertura de solo no inverno nas áreas de várzea no RS, seja para pastejo pelos animais em sistema de integração lavoura-pecuária ou para a formação de resíduos culturais, antecedendo os cultivos de verão. Essa espécie de cobertura auxilia a drenagem da água da lavoura, devido à evapotranspiração, e o controle de plantas daninhas (MENEZES et al. 2001).

As exigências de adubo fosfatado desta pastagem são maiores do que aquelas do arroz, sendo que o efeito residual de uma adubação fosfatada realizada no arroz não seria suficiente para o azevém devido ao processo de reoxidação do ferro após a drenagem, ocorrendo uma forte adsorção do fósforo.

## 2.2 Fósforo no solo

Dentre os macronutrientes, o fósforo é o exigido em menores quantidades pelas plantas, todavia, trata-se do nutriente aplicado em maiores quantidade em adubação, devido à baixa disponibilidade de fósforo nos solos do Brasil, decorrente principalmente da forte tendência do fósforo aplicado ao solo em reagir com componentes deste para formar compostos de baixa solubilidade (VALE et al. 1997).

Apesar dos teores de fósforo total no solo serem altos, que varia na superfície dos solos de 0,005% a 0,15 %, apenas uma pequena fração deste tem baixa energia de ligação, possibilitando sua dessorção, que é dependente da proporção de ocupação dos sítios de adsorção ou de outros fatores que alteram a magnitude da energia de ligação deste elemento com os colóides do solo (RHEINHEIMER et al., 2000).

Como o fósforo é constituinte estrutural dos minerais primários, para ser utilizado pelos organismos vivos, deve haver rompimento da estrutura cristalina para ser liberado. O rompimento ocorre mediante intemperização, que depende dos fatores e processos de formação do solo durante a pedogênese. O fósforo é então liberado para a solução do solo e readsorvido aos colóides, mas parte dele é absorvido pelos organismos e pelas plantas. Neste estágio de formação do solo, ocorre à maior biodisponibilidade de fósforo, já que os colóides inorgânicos são pouco intemperizados e a quantidade de sítios adsorventes é pequena; por isso, ele é retido com baixa energia, facilitando seu retorno à solução do solo (SMECK, 1985, SHARPLEY et al., 1987).

Os solos podem ser considerados como fonte ou como dreno de P, dependendo de características relacionadas ao grau de intemperismo. O solo serve como fonte de P às plantas quando ainda apresenta reservas naturais ou pela adição de fertilizantes. Solos em estágio avançado de intemperismo apresentam maior eletropositividade e adsorção aniônica, menor capacidade de troca de cátions e diminuição da saturação por bases. Assim, o solo compete com a planta pelo fósforo adicionado, caracterizando-se, neste caso, como dreno (Novais e Smith, 1999). As formas lábeis de P diminuem e as formas não-lábeis aumentam, especialmente as formas inorgânicas (Smeck, 1973), e a concentração de P na solução torna-se muito baixa, a ponto de limitar o desenvolvimento de culturas comerciais.

O fósforo do solo pode ser dividido em duas frações, fósforo inorgânico (Pi) e fósforo orgânico (Po), dependendo da natureza do composto a que está ligado. O fósforo inorgânico pode ser separado em dois tipos, o fósforo dos minerais primários ou estruturais e o fósforo adsorvido somado ao fósforo na solução. O fósforo presente nos minerais primários encontra-se em teor muito baixo nos solos, dificultando inclusive a identificação dos minerais que contém o fósforo por difratometria de raios-X, já que estes se encontram misturados com outros minerais de maior abundância nos solos (Lindsay, 1979). O fósforo inorgânico adsorvido, de maior abundância, pode ser encontrado ligado a ferro, alumínio e cálcio, adsorvido às caulinitas, adsorvido à matéria orgânica do solo através de pontes de cátions, resultando em baixos teores de fósforo na solução (Gatiboni et al., 2005), sendo que os solos brasileiros são ricos em óxidos hidratados de ferro e alumínio, os quais, com a caulinita, perfazem a maior parte da composição mineralógica ou química da fração argila do solo, que é a mais ativa e na qual ocorrem as reações de P com esses elementos (RAIJ, 2004).

De modo geral, Ca-P e Al-P são consideradas as formas de maior probabilidade de ocorrência em solos antes que o intemperismo químico atue severamente. Em um avançado estágio de intemperismo, o Fe-P aumenta as custas do Al-P e Ca-P, com posterior oclusão de parte do Al-P e Fe-P pelo revestimento com óxidos de ferro (PATRICK e MAHAPATRA, 1968).

Em pH abaixo de 5, há maior ocorrência do fósforo ligado a ferro e alumínio, enquanto que em pH acima de 7, a ligação ocorre preferencialmente com o cálcio, sendo que a variação no pH pode favorecer a dissolução e a formação de outros compostos (LINDSAY, 1979).

As formas orgânicas de P acumulam-se a partir do início da formação do solo como resultado do uso pelos microorganismos e, posteriormente, pelas plantas, do ortofosfato solubilizado da apatita. Este fósforo imobilizado em formas orgânicas eventualmente retorna ao solo e a tendência é de aumentar sua concentração com o grau de intemperismo do solo (Cross e Schlesinger, 1995; Guerra et al., 1996). O fósforo orgânico pode constituir de 20 a 80% do fósforo total do solo e as principais formas já identificadas são os fosfatos de inositol, que compõem de 10 a 80% do fósforo orgânico total, os fosfolipídios (0,5 a 7%), ácidos nucleicos (~ 3%) e outros ésteres fosfato (> 5%) (RHEINHEIMER, 2000 e DALAL, 1977).

Gatiboni et al. (2005) observaram que os fosfatos diéster são mineralizados em maior proporção do que os fosfatos monoéster, quando o fósforo inorgânico não é capaz de suprir a absorção pelas plantas. Em sistemas onde ocorre a acumulação de fósforo inorgânico pela adubação fosfatada, a absorção pela planta ocorre por esta forma de fósforo, acumulando fósforo orgânico. McGill e Cole (1981) observaram que a mineralização de formas orgânicas de fósforo ocorreu quando as formas de fósforo inorgânico foram limitantes às plantas.

Uma das frações de fósforo orgânico do solo é aquela contida na biomassa microbiana (P microbiano), por sua rápida dinâmica podendo representar de 2 a 24% do fósforo orgânico do solo (Brookes et al., 1984). A biomassa microbiana do solo utiliza-se dos resíduos orgânicos para adquirir carbono, energia, elétrons e nutrientes (Neves, 1992; Tsai et al., 1992), exercendo influência sobre a dinâmica dos nutrientes no solo, podendo provocar mineralização dos nutrientes da forma orgânica contidos nos resíduos, através de um conjunto de enzimas extracelulares denominadas fosfatases, ou imobilização dos nutrientes presentes no solo (Dalal, 1977; McGill e Cole, 1981; Tate, 1982). Na medida em que a concentração de formas orgânicas de P no solo aumenta parte, do suprimento de P para as plantas, pode originar-se de sua mineralização (TIESEN et al., 1984).

As frações inorgânicas e orgânicas podem atuar como fonte ou dreno do fósforo disponível, dependendo do manejo do solo e da fertilização. Quando o solo não é fertilizado e há adições de resíduos vegetais, a fração orgânica tampona o fósforo da solução do solo. Por outro lado, quando há fertilizações, ocorre o acúmulo de fósforo nas formas inorgânicas, que tamponam a solução; a fração orgânica é utilizada em menor escala, permitindo sua acumulação. Quando da adição de fertilizantes fosfatados, ocorre a redistribuição do fósforo em todas as frações do solo, porém o acúmulo é mais pronunciado nas frações inorgânicas lábeis. Com o tempo, há aumento da energia de adsorção e o fósforo passa gradativamente para formas de menor labilidade, o que caracteriza o processo de "envelhecimento do fósforo" (NOVAIS e SMITH, 1999).

Comparando a disponibilidade de P adicionado ao solo na forma de fertilizante e de resíduos vegetais para o trigo e para a biomassa microbiana, McLaughlin et al. (1988) encontraram 12% do P-fertilizante e 5% do P-resíduos no trigo, enquanto a biomassa microbiana continha 5% do P-fertilizante e 25% do P-resíduos.

As espécies vegetais são fundamentais na solubilização do P, principalmente o P não-lábil, pois existem espécies que possuem capacidade de solubilizá-lo mediante a exsudação de suas raízes, a qual contém ácidos orgânicos, e estes, por sua vez, agem na dissolução do colóide, disponibilizando o P na solução do solo (CHIEN e MENON, 1995).

A dinâmica do P no solo está associada a fatores ambientais que controlam a atividade dos microrganismos, os quais imobilizam ou liberam íons fosfato, e às propriedades físico-químicas e mineralógicas do solo. Nos solos altamente intemperizados, como os Latossolos, predominam as formas inorgânicas, ligadas com alta energia, à fração mineral (fluorapatita) e as formas orgânicas estabilizadas física e quimicamente, resultando em baixos teores de P na solução do solo e, conseqüentemente, limitando a produção agrícola (Rheinheimer et al., 2008). Nos solos moderadamente intemperizados, a maior parte do fósforo encontra-se na forma orgânica, adsorvido fracamente aos minerais secundários (NOVAIS e SMITH, 1999).

Assim, a quantidade da fração lábil de P depende das características químicas, físicas, da atividade biológica, da vegetação predominante que utiliza o nutriente e também do grau de intemperização do solo, sendo que com o aumento do grau de intemperismo, as conseqüentes ligações de alta energia com os minerais dão origem a outras formas (pouco lábil ou não-lábil), aumentando a participação das frações orgânicas do fósforo como fonte de nutrientes (SANTOS e ANGHINONI, 2003).

O teor de P na solução é geralmente baixo, normalmente na faixa de  $10^{-6}$  mol L<sup>-1</sup>, e representa muito pouco para as necessidades das plantas, estando em equilíbrio rápido com as formas lábeis da fase sólida. Esse equilíbrio dá-se por meio da dessorção e dissolução do fosfato lábil, repondo constantemente o P absorvido da solução pelas plantas. As formas menos lábeis de P (moderadamente lábil e pouco lábil), tendo maior representação pelo P inorgânico, apenas lentamente pode voltar a formas lábeis (Resende, 2004). A forma de P precipitado com Fe e Al, mais aquela adsorvida em óxidos de Fe e Al, representam o P moderadamente lábil, que podem ser removidos da solução do solo via adsorção por ligações covalentes de alta energia, enquanto o P pouco lábil corresponde aos compostos fosfatados mais complexos e estáveis (Raij, 1991). Por esses motivos, é um dos nutrientes



essenciais mais imóveis, junto com o Fe (Sposito, 1989), e seu deslocamento é controlado pelo processo difusivo.

O fósforo encontra-se na solução do solo como íon ortofosfato ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ), forma derivada do ácido ortofosfórico ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ). Em solução, esse ácido dissocia-se dependendo da acidez do mesmo e considerando que a maioria dos solos apresenta pH na faixa de 4 a 9, as formas predominantes são  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{HPO}_4^{2-}$ . A pH igual a 7,20 as quantidades das duas formas se equivalem. Abaixo deste valor de pH, condição existente na grande maioria dos solos cultivados,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  é a forma predominante (Figura 1). Portanto, a manutenção de uma adequada concentração deste íon ortofosfato na solução do solo é de fundamental importância para o crescimento das plantas (RAIJ, 1991).

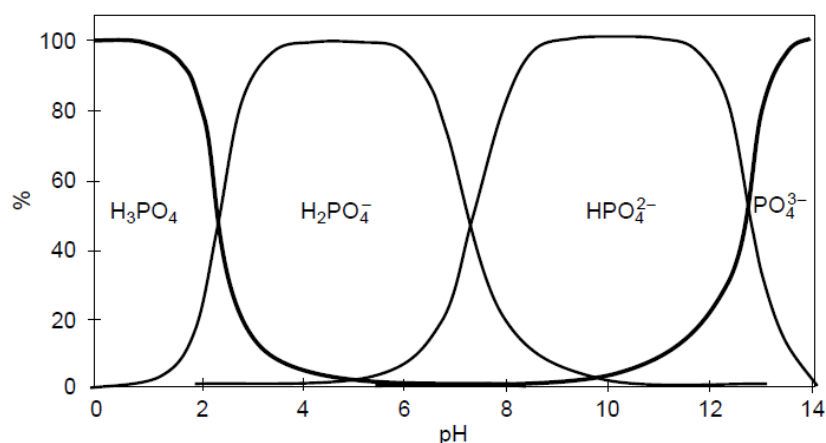


Figura 1- Distribuição relativa dos íons ortofosfato em relação ao pH da solução. Vale et al. (1997).

### 2.3 Fertilizantes fosfatados adicionados no solo sob sistema de plantio direto

A aplicação de fertilizantes fosfatados tem sido utilizada para suprir a deficiência de P, porém, quando fontes solúveis de P são adicionadas ao solo, independente de sua forma, ao se dissolverem, ligam-se à fase sólida mineral através de um processo denominado troca de ligantes, onde os grupos OH e  $\text{OH}_2$  ligados monocoordenadamente ao metal são trocados com o fosfato, formando complexos de esfera interna na superfície de minerais, principalmente oxi-hidróxidos de Fe e Al (Sims e Pierzyuski, 2005). Quando o íon fosfato está ligado a apenas um oxigênio na superfície mineral, forma-se um complexo monodentado que é considerado uma forma lábil de P (Tisdale et al., 1993). Com o passar do tempo, ocorre um envelhecimento do cristal, e o íon fosfato passa a se ligar em dois pontos

na superfície mineral, formando complexos bidentados ou pode penetrar nas imperfeições dos óxidos, que são consideradas formas não lábeis (Figura 2) (NOVAIS e SMYTH, 1999).

Isso contribui para o baixo nível de eficiência dos adubos fosfatados adicionados ao solo. Assim, quando se comenta a menor eficiência das fontes solúveis como fonte de fósforo às plantas, com o aumento do tempo de contato fosfato-solo, o que se tem dentre vários fatores, é o efeito de tempo, onde a rápida solubilização ao longo do ciclo da planta faz com que haja mais fósforo na solução para ser adsorvido em formas não-lábeis.

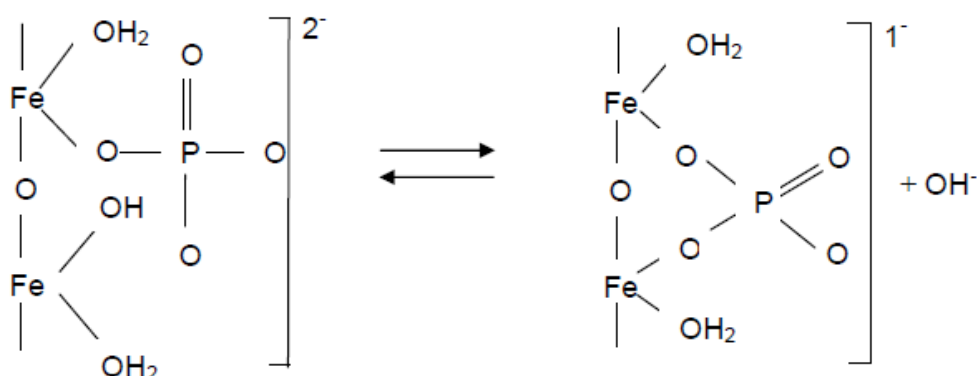


Figura 2- Esquema representativo da adsorção de fósforo através de ligações monodentadas e bidentadas. Novais e Smyth (1999).

Nos cultivos sucessivos, a reciclagem do fósforo através do adequado manejo de resíduos vegetais tende a reduzir o problema imposto pela reação de envelhecimento, na medida em que grande parte do fósforo absorvido retorna ao solo. Portanto, o problema tende a ser mais significativo no caso, por exemplo, de uma fosfatagem corretiva efetuada com grande antecedência ao plantio. Ademais, é preciso considerar a possibilidade do P não lábil sofrer solubilização e fornecer fosfato para a solução (VALE et al.1997)

Quando se aplica uma fonte solúvel de P num solo, frequentemente mais de 90% do aplicado é adsorvido na primeira hora de contato com o solo (Gonçalves et al., 1985). Devine et al. (1968) verificaram que, um ano após a aplicação de superfosfato simples em quatro solos, 58% do P aplicado encontrava-se disponível, 38% depois de dois anos e 20% depois de três anos. Em trabalho semelhante, Williams e Reith (1971) encontraram de 20 a 28% disponível depois de um ano de contato do P aplicado no solo, e apenas de 2,7 a 4,2%, depois de 6-8 anos.

Com a adição de fertilizantes fosfatados, há acúmulo de P em formas inorgânicas e orgânicas com diferentes graus de energia de ligação, embora o acúmulo seja mais pronunciado nas formas inorgânicas (DAROUB et al., 2000).

Algumas características do sistema plantio direto (SPD) podem interferir na dinâmica e disponibilidade do P no solo e, por conseguinte, na resposta das culturas à adubação fosfatada. O não revolvimento do solo no SPD, além de reduzir a erosão e propiciar maior teor de água (facilitando o mecanismo de difusão), diminui o contato entre os colóides do solo e o íon fosfato, reduzindo as reações de adsorção. A mineralização lenta e gradual dos resíduos orgânicos proporciona a liberação e a redistribuição das formas orgânicas de P, mais móveis no solo e menos suscetíveis às reações de adsorção, além de manter um fluxo contínuo de diferentes formas de C, as quais competem com os íons fosfato pelos sítios de carga positiva dos colóides inorgânicos e complexam íons de  $Al^{3+}$  e  $Fe^{3+}$ , formando compostos hidrossolúveis complexos e estáveis, resultando em aumento da disponibilidade de P para as raízes (RHEINHEIMER e ANGHINONI, 2003).

No que se refere à dinâmica do P no solo, observa-se que o SPD proporciona acúmulo de P na camada superficial do solo, causada pela saturação dos sítios de adsorção (Guertal et al., 1991). Isso se reflete em maiores teores de fósforo inorgânico em formas lábeis, moderadamente lábeis e, inclusive, não lábeis, quando comparado ao cultivo convencional (Rheinheimer e Anghinoni, 2001), e pela manutenção dos restos culturais na superfície que, ao se decomporem, liberam P nesta camada. Este fato tem sido observado tanto para formas de P consideradas disponíveis (Lopes et al., 2004), quanto para as diversas formas de fracionamento (Rheinheimer e Anghinoni, 2003), sendo este efeito ampliado ao longo do tempo (Costa, 2008) e em função do tipo de adubação fosfatada (SANTOS, 2009).

O maior acúmulo de fósforo observado nas camadas superficiais não implica que o fósforo não possa se acumular no perfil do solo com o tempo de cultivo. A descida de fósforo em maiores profundidades tem sido atribuída à decomposição dos resíduos orgânicos depositados na superfície (ciclagem), à decomposição das raízes no solo (reciclagem) e a formação de compostos orgânicos solúveis de fósforo, que se deslocam às camadas inferiores do solo, independentemente do modo de aplicação do adubo (BAYER, 1993).

Tokura et al. (2002), com o objetivo de estudar as alterações das formas de P em solos sob plantio direto com relação a áreas adjacentes nunca cultivadas,

verificaram que, com o tempo de cultivo sob plantio direto, numa mesma classe de solo, as formas de P não-lábeis tendem a diminuir em relação ao P total, sendo acompanhadas de um aumento relativo das formas mais lábeis e que o sistema plantio direto proporciona maior disponibilidade de fósforo.

Segundo Vernetti et al. (2002), no agroecossistema de solos de várzea, o rendimento de grãos, tanto de soja, quanto do milho, obtidos em plantio direto (SPD), foi maior que o obtido em sistema convencional (SC). O cultivo de forrageiras de inverno nesse agroecossistema pode contribuir na forma de restos vegetais mantidos na superfície de solos para a diminuição da ocorrência de invasoras, a manutenção da umidade do solo e o incremento da matéria orgânica, além de proporcionar benefícios para as culturas subsequentes, como, por exemplo, o da diminuição da necessidade de aplicação de fertilizantes fosfatados, decorrente do aproveitamento da adubação aplicada anteriormente

Para que ocorra adequada absorção de P, crescimento e produtividade das culturas e, por fim elevada eficiência dos fertilizantes fosfatados, estes devem ser aplicados de maneira adequada no solo, permitindo sua melhor localização em relação às raízes das plantas (Anghinoni e Barber, 1980), assim como, minimização da exposição do P ao fenômeno da fixação promovido por óxidos e hidróxidos de Fe e Al (Sousa e Volkweis, 1987). Os modos de aplicação de P mais utilizados para produção de grãos são a lanço com ou sem incorporação, no sulco de semeadura e em faixas (SOUSA et al., 2004).

Costa (2008), trabalhando com modo de aplicação de P na cultura do milho, concluiu que quanto mais deficiente em P é o solo, maior o rendimento de grãos de milho com o P aplicado de forma localizada. No entanto, com o aumento do teor de P no solo, esse efeito deixa de existir. Em doses próximas ao limite de resposta da cultura, a adubação a lanço torna-se preferencial.

A aplicação de fertilizantes fosfatados em área total, no sistema de plantio direto, tem sido realizada em superfície, sem incorporação. Por causa da presença da palhada e do maior nível de matéria orgânica, este manejo proporciona um ambiente menos oxidativo, fazendo com que as reações de fixação sejam minimizadas e que haja menor contato dos resíduos com o solo, promovendo impacto direto na fertilidade das camadas superficiais, até 10 cm de profundidade (Costa, 2000). Portanto, todas as práticas de manejo que visam manter ou

incrementar os níveis de matéria orgânica podem resultar em benefício no aproveitamento de P pelas plantas (ALMEIDA et al., 2003).

Santos e Anghinoni (2003), estudando o efeito da adoção de diferentes métodos de preparo do solo e sucessões de culturas por um longo período nas distribuições das frações de fósforo em diferentes profundidades de um Latossolo e um Argissolo, observaram que no sistema plantio direto, ocorreu maior acúmulo de fósforo inorgânico lábil e também fósforo inorgânico não lábil ligado ao cálcio na camada superficial, comparativamente ao cultivo convencional. As sucessões de culturas apresentaram pouca influência nas frações de fósforo inorgânico e os teores de fósforo orgânico lábil, extraído com bicarbonato de sódio, foram muito baixos e não foram influenciados pelos preparos de solos e sucessões de culturas.

Em relação à adubação fosfatada em solos alagados, vários autores como Patella (1965), Sherer e Bacha (1972), Lopes et al. (1983) e Gomes et al. (2006), demonstraram comportamentos semelhantes na resposta do arroz irrigado quando foram comparados os fosfatos naturais com os fosfatos solúveis, todavia em muitos desses experimentos não houve resposta à aplicação de fósforo, ou seja, os tratamentos não foram estatisticamente superiores à testemunha. Esses resultados levaram a crer que os fosfatos naturais apresentam eficiência semelhante às fontes de fósforo solúveis nos solos alagados. Porém, as alterações químicas decorrentes do alagamento do solo, como aumento do pH, e dos teores de fósforo e cálcio na solução do solo são contrárias à dissolução dos fosfatos naturais, o que deve diminuir a sua solubilização no solo. Provavelmente essa semelhança na resposta do arroz irrigado a essas duas fontes de fósforo esteja mais ligada à baixa resposta do arroz irrigado a adubação fosfatada do que a eficiência do fosfato natural.

O aproveitamento residual de fertilizantes e corretivos é um dos principais benefícios da diversificação de culturas. O fósforo aplicado no solo tem demonstrado efeitos residuais positivos e significativos para diversas culturas, provavelmente por estar mais relacionado ao fator capacidade dos solos e por ser pouco requerido pelas plantas em relação aos outros macronutrientes (Ramamurthy e Schivashankar, 1996; Masthan et al., 1998). Em solos de várzea, os efeitos são variados. Em alguns trabalhos observam-se resultados benéficos do fósforo residual para o arroz inundado (Verma et al., 1981; Medhi et al., 1997), em outros não se constata nenhum efeito residual positivo de adubação fosfatada para essa cultura (MACHADO et al., 1985; FAGERIA et al., 1999).

A drenagem do solo promove a reoxidação das formas reduzidas, com a formação de óxidos de ferro de baixa cristalinidade (Vahl, 1991). Diante disso, os óxidos retornam a funcionar como caráter dreno de fósforo com maior intensidade, ocasionando problemas a culturas de sequeiro que sejam instaladas no inverno. Em consequência, as dosagens de P em adubações para culturas de sequeiro que sucedem o arroz devem ser maiores que as normalmente recomendadas (VAHL, 2004).

## **2.4 Alterações nas frações de fósforo em função do alagamento**

O cultivo de arroz irrigado por inundação é realizado em ambiente anaeróbio, devido à manutenção de uma lâmina de água na superfície durante a maior parte do ciclo da cultura. Quando o solo é alagado, ocorrem diversas alterações biológicas e químicas em relação ao ambiente anteriormente oxidado. Nestas condições, após o consumo do oxigênio, os microrganismos anaeróbios passam a utilizar compostos inorgânicos oxidados como receptores de elétrons, principalmente o  $\text{Fe}^{+3}$  e o  $\text{Mn}^{+4}$  da superfície dos óxidos, que passa para forma de  $\text{Fe}^{+2}$  e  $\text{Mn}^{+2}$ , respectivamente aumentando sua concentração na solução do solo (VAHL, 1999).

A partir dessas reações de oxirredução, modificam-se os valores do pH e o potencial redox (Eh), que é o indicador mais importante do estado de oxirredução dos solos, e aumenta a disponibilidade de vários elementos. Os baixos potenciais redox (200 até – 400mV) de solos alagados refletem seu estado reduzido e altos potenciais (800 até 300mV) de meios aeróbicos refletem a condição oxidada. A forma, taxa e magnitude da diminuição do Eh quando o solo é alagado é dependente do tipo e da quantidade de matéria orgânica, da natureza e conteúdo de aceptores de elétrons e duração da inundação (PONNAMPERUMA, 1972).

O fósforo não está diretamente envolvido nas reações de oxirredução que ocorrem nos solos, porém é grandemente afetado pelo alagamento do solo, por estar ligado quimicamente a substâncias oxidadas como óxidos de ferro e manganês (SHAHANDEH et al., 2003).

Sah e Mikkelsen (1986) relataram que as frequentes mudanças nas condições de oxidação e redução dos solos de várzea resultam em modificações na estabilidade de diversos minerais do solo, de tal modo que formas de óxidos e hidróxidos de Fe de baixa cristalinidade tornam-se predominantes com o passar do

tempo (Moorman e van Breemen, 1978). Nesse ambiente, os óxidos de Fe de baixa cristalinidade, como goethita, lepidocrocita e ferrihidrita, os quais apresentam maior área superficial específica e maior reatividade química do que as frações mais cristalinas (Schwertmann e Taylor, 1989), poderão ser os componentes mais importantes na adsorção de fósforo durante o período em que o solo permanece drenado e, além disso, controlarão a liberação de fósforo provocada pelo posterior alagamento para o cultivo do arroz. Essa fração tem uma grande importância no suprimento de fósforo para a cultura do arroz irrigado e também é a responsável por muitas diferenças entre solos de sequeiro e solos alagados quanto à resposta aos fertilizantes fosfatados adicionados aos solos.

Ranno (2004) realizou o fracionamento de fósforo pelo método de Chang e Jackson (1957) em onze solos de várzea cultivados com arroz irrigado, observando que a fração predominante foi a de fósforo ligado aos óxidos de ferro, que é reduzido durante o alagamento aumentando a disponibilidade de fósforo para a cultura do arroz irrigado.

Segundo Vahl (1999), o arroz consegue absorver P em concentrações mais baixas do elemento na solução do solo do que a maioria das culturas de sequeiro. Além disso, o alagamento aumenta a disponibilidade de P para as plantas, pelo aumento da concentração e difusão do elemento na solução do solo.

De maneira geral, o aumento na concentração dos nutrientes na solução do solo devido ao alagamento é um processo benéfico para a cultura do arroz, pois são elementos essenciais para o desenvolvimento das plantas. Da mesma forma, o aumento do pH reduz a solubilidade do Al tóxico, favorecendo o crescimento radicular. Porém, o Fe e outros compostos gerados pelo processo de redução podem atingir concentrações na solução consideradas tóxicas as plantas. Os níveis atingidos irão depender de fatores como o pH, o teor de matéria orgânica, a temperatura, as características eletroquímicas de superfície, o tempo de alagamento, a natureza, grau de cristalinidade e teor dos óxidos de Fe e Mn.

Embora sejam as características do solo que determinam as modificações na composição da solução do solo, é o início do alagamento que determinará o período em que as reações de redução coincidirão com as fases fisiológicas do ciclo da cultura, que podem prejudicar ou favorecer o desenvolvimento das plantas (SILVA et al., 2003).

Outros fatores que podem contribuir para o aumento na disponibilidade de P são os seguintes: redução do  $Mn^{4+}$  a  $Mn^{2+}$  com liberação do P adsorvido em solos com predominância de óxidos de Mn de baixa cristalinidade (Shahandeh et al., 2003), acréscimo no fator difusibilidade (Kirk et al., 2003), mineralização do P orgânico na rizosfera (Yoshida, 1978), complexação de cátions por ácidos orgânicos, promovendo a dessorção de P (Kpombrekou e Tabatabai, 1994), deslocamento do fosfato adsorvido na superfície de argilas e óxidos de ferro e alumínio por ânions orgânicos e  $HCO_3^-$  acumulados em solos alagados (Ponnamperuma, 1965). Formas de fósforo consideradas de baixa labilidade em solos de sequeiro podem, em condições de alagamento, suprir fósforo para as plantas de arroz (PHEAV et al., 2005).

O aumento na disponibilidade de fósforo com o alagamento é bastante variável entre os solos, em função de uma série de características, dentre as quais se destaca a capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP), que foi classificada por Silva (1996) em alta, média e baixa em seu trabalho utilizando 11 solos de várzea de lavouras orizícolas do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, sendo que este autor observou que os teores de fósforo na solução de solos alagados aumentaram em média 3,5 vezes para solos com alta capacidade de adsorção de fósforo, 15,6 vezes para solos com média capacidade de adsorção e 43,9 vezes para solos com baixa capacidade de adsorção.

A adsorção de fósforo é o fenômeno pelo qual formas solúveis de P, através de ligações eletrostáticas ou covalentes, e de precipitação, com formação de compostos insolúveis, tornam-se indisponíveis para as plantas (Aquino, 2004). A magnitude deste fenômeno depende da natureza e da quantidade de sítios disponíveis na superfície dos minerais, que são dependentes da mineralogia, da área superficial específica e da cristalinidade dos constituintes minerais do solo e é influenciada pelo pH, pela quantidade de fósforo previamente sorvida e pela presença de ânions orgânicos, entre outros (SPOSITO, 1989; NOVAIS e SMITH, 1999; MEURER et al., 2012; RHEINHEIMER, 2000).

Com o aumento do pH, a carga superficial de partículas do solo torna-se mais negativa, diminuindo a adsorção entre fosfato e a superfície adsorvente (Posner e Bowden, 1980). Como consequência, a adsorção de fósforo pelo solo deve ser máxima com baixos valores de pH (PARFITT, 1978, HAYNES, 1984).



Nas reações de adsorção, podem-se distinguir duas fases: uma mais rápida nos sítios ativos de superfície via atração eletrostática, seguida de outra mais lenta, quando ocorre troca de ligantes dos grupamentos  $\text{OH}^-$  e  $\text{OH}^{2+}$  pelos íons ortofosfatos (Parfitt, 1978). A ligação pode apresentar menor energia, caracterizada pela formação de complexos monodentados, ou maior caracterizada pelos complexos bidentados que resultam na formação de P não-lábil (Parfitt, 1989; Novais et al., 2007). Portanto, a fixação que dá origem ao P não-lábil compreende fenômenos que se iniciam pela adsorção-precipitação reversível do íon ortofosfato da solução do solo até sua irreversibilidade. Também caracterizada pela difusão do fosfato nas imperfeições de cristais, esse fenômeno denominada de difusão em fase sólida (Barrow, 1985), esse fenômeno torna o P menos disponível ou não-lábil (PARFITT, 1989).

A obtenção de parâmetros como a capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) e a energia de ligação do fósforo com a fase sólida e a sua correlação com as demais características intrínsecas de cada um dos diferentes solos de várzea (teor de argila, MO, teor e grau de cristalinidade dos óxidos de Fe) podem fornecer informações interessantes sobre o caráter dreno de P (ou equilíbrio sorção/dessorção) destes solos (RANNO, 2004)

Para Latossolos, a goethita é o principal componente da fração argila responsável pela adsorção de P (Bahia Filho et al., 1983; Novais & Smyth, 1999). A substituição isomórfica do Fe por Al em goethita provoca desarranjo estrutural pela redução do tamanho da célula unitária, contribuindo com maior superfície específica e, conseqüentemente, com maior adsorção de P (AGBENIN, 2003; ROLIM NETO et al., 2004).

Segundo Woodruff e Kamprath (1965), o valor da CMAP de solos, a qual revela o que poderá ocorrer com o fósforo adicionado ao solo para as culturas, em termos de aproveitamento, tem sido usado como uma estimativa da quantidade desse nutriente requerida pelos solos para condicionar o crescimento máximo das plantas.

Harter e Baker (1977) verificaram que a isoterma de Langmuir é eficiente no estudo do fenômeno de adsorção no solo, principalmente quando no estudo comparativo de vários solos se correlaciona a CMAP com as características químicas, físicas e mineralógicas destes. Sua utilização em estudos da adsorção de P aos solos de várzea torna-se interessante quando se considera a grande

diversidade de solos onde se cultiva arroz no estado do Rio Grande do Sul, tendo em vista a presença de solos originados de diferentes materiais e em diferentes graus de intemperismo.

A influência da matéria orgânica na adsorção de P tem sido muito discutida, uma vez que ela tanto pode aumentar, através das pontes de cátions com o Al, Fe e Ca (Sanyal e De Matta, 1991), como diminuir a capacidade do solo em adsorver P, bloqueando os sítios de adsorção que ocorrem nas superfícies das argilas e dos óxidos de Fe e Al (AQUINO, 2004).

Guilherme et al. (1993) obtiveram uma correlação positiva significativa entre a CMAP e o teor de matéria orgânica, indicando a importância da matéria orgânica como fonte de elétrons para as reações de redução e para o aumento da fração de óxidos de ferro e a cristalinidade do solo. Guilherme et al. (2000) consideram a relação entre a MO e a CMAP explicada pela influência desta como fonte de elétrons na redução do Fe e pelo consequente aumento da fração de óxidos de menor grau de cristalinidade nos solos.

## **2.5 Métodos de extração de fósforo**

Existe uma grande variedade de métodos de extração de P em uso, em diferentes regiões do mundo. Isso é um reflexo da complexidade do comportamento desse elemento, bem como da falta de concordância sobre o método mais adequado (Silveira, 2000). Há uma grande controvérsia quanto aos requisitos que um extrator químico deve apresentar para avaliar, satisfatoriamente, 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 extraível.

A avaliação do fósforo disponível no solo às plantas é feita geralmente com o uso de soluções extratoras, ou agentes de troca iônica, que visam à quantificação de formas capazes de repô-lo à solução quando da absorção das plantas. Os modelos de disponibilização consideram dois compartimentos interligados, a solução do solo, que constitui o fator intensidade (I), e a fase sólida, que armazena os nutrientes que abastecem a solução, por isso denominado fator quantidade (Q). A cinética de como o primeiro compartimento é abastecido pelo segundo, chamado fator capacidade (C), representa o poder tampão, ou a taxa de recomposição do I pelo Q, a qual é controlada pela energia de ligação do nutriente em Q e pela

difusividade para I. No caso do fosfato, quanto maior o valor de Q, menor a energia de ligação aos colóides, pois os sítios de maior avidéz já estão saturados. Por isso, os métodos de avaliação da fertilidade do solo procuram estimar a porção de Q passível de repor I, para predizer a necessidade de suplementação do nutriente. A eficiência desses métodos depende da forma físico-química em que o nutriente está inserido em Q e do acesso do extrator a essa forma (Gatiboni, 2003). Deste modo, a capacidade de extração dos métodos de avaliação do fator quantidade está vinculada à energia de adsorção e também da seletividade do extrator.

Os extratores utilizados para predição do fósforo disponível são, normalmente, soluções de reagentes químicos e podem ser classificados em quatro grandes grupos, segundo seus modos de ação. São eles: a) dissolução ácida; b) troca iônica; c) complexação de cátions e d) hidrólise de cátions. Nos extratores do primeiro grupo, que agem por dissolução ácida, são empregados ácidos fortes diluídos ou ácidos fracos, que promovem a dissolução parcial dos colóides inorgânicos, sendo extraídas, em ordem decrescente de efetividade, as formas de fósforo ligadas a cálcio (P-Ca), a alumínio (P-Al) e a ferro (P-Fe). No segundo grupo de extratores, que agem por troca iônica, estes atuam na substituição do fósforo dos sítios de adsorção dos colóides pelos ânions da solução extratora, sendo normalmente utilizados para isto acetato, bicarbonato, citrato, lactato ou sulfato. Neste grupo de extratores, não há extração preferencial de fósforo de acordo com os tipos de colóides, pois, como é baseado na troca iônica, o princípio mais importante é a energia de ligação com o colóide, e não a capacidade de dissolução do extrator. Já no terceiro grupo de extratores, que agem por complexação de cátions, eles atuam na complexação do metal do grupo funcional dos colóides. Assim, quando a solução extratora contém fluoreto ou alguns ânions orgânicos (citrato e lactato), estes complexam alumínio, sendo extraídas formas de P-Al. Similarmente, o bicarbonato complexa o cálcio (sendo precipitado  $\text{CaCO}_3$ ), liberando fósforo de compostos P-Ca. No quarto grupo de soluções extradoras que promovem a hidrólise de cátions, a forma de liberação de fósforo dos compostos ocorre em pH alto devido à adição de ânions hidroxila. Estes ânions dissolvem compostos P-Al e P-Fe pela hidrólise dos cátions ferro e alumínio na superfície dos colóides (SILVA e RAIJ, 1999).

Dentre os extratores de fósforo existentes, os laboratórios de análise de solo do Brasil utilizam com mais frequência os de Mehlich 1 e RTA. O primeiro é o

método oficial utilizado pela Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solo dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (ROLAS). O segundo método é recomendado como uma alternativa para alguns casos especiais nesses dois Estados (CQFS-RS/SC, 2004) e é o método oficial no Estado de São Paulo (RAIJ et al., 2001).

O extrator de Mehlich 1 é composto de uma mistura de ácidos fortes em baixas concentrações ( $\text{H}_2\text{SO}_4$   $0,0125\text{mol L}^{-1}$  e  $\text{HCl}$   $0,05\text{mol L}^{-1}$ ), com pH entre 2 e 3. A extração do fósforo ocorre pela dissolução ácida dos compostos fosfatados de fraca energia, sendo maior para fosfatos de cálcio, seguida daqueles ligados ao alumínio e, por último, daqueles ligados ao ferro.

Dentre as principais vantagens da utilização do método Mehlich 1, está sua facilidade de execução e baixo custo de análise. No entanto, deve ser observado que o extrator Mehlich 1 apresenta dois problemas na estimativa dos teores de P no solo. O primeiro se refere a uma exaustão da capacidade de extração com o aumento dos teores de argila e do grau de intemperização do solo (Novais e Smyth, 1999). Isto foi contornado pela CQFS-RS/SC (2004), que agrupou os solos em quatro classes texturais distintas e criou uma quinta classe para solos cultivados alagados. O segundo problema é a superestimativa da disponibilidade em solos previamente adubados com fosfatos naturais (GATIBONI et al., 2003).

No grupo dos agentes de troca iônica, a RTA pode ser utilizada para extração do fósforo disponível no solo. As resinas são materiais sintéticos de alta massa molecular constituídas de uma matriz polimérica com grupos funcionais responsáveis pela troca de íons. O princípio da extração do fósforo pela RTA é a sua remoção contínua da solução pela troca com o bicarbonato ou cloreto da resina, criando um gradiente de concentração que força a saída da superfície dos colóides, até que seja alcançado um equilíbrio eletroquímico entre o solo e a RTA.

Silva e Raij (1999) consideram que o uso da RTA como extrator de fósforo é adequado para a estimativa do fator quantidade e é melhor que outros extratores porque o processo de extração assemelha-se à ação das raízes das plantas. Além disso, não ocorre perda de força de extração do P em solos com alto teor de argila, e o uso da RTA não provoca dissolução química de constituintes do solo e evita a superestimação do P disponível em solos que receberam adubação com fosfatos naturais. Rheinheimer et al. (2004) alertam que a RTA também é sensível à textura,

diminuindo sua capacidade de extração com o aumento do teor de argila do solo, embora em menor magnitude que o ocorrente para o Mehlich 1.

Segundo Muniz et al. (1987), as quantidades variáveis de P disponível, determinadas com diferentes extratores químicos, num mesmo solo, decorrem da composição desses extratores e dos diferentes modos de extração das formas de fósforo, as quais são responsáveis pela maior ou menor sensibilidade do extrator ao fator capacidade.

## **2.6 Fracionamento de fósforo**

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. São utilizadas várias técnicas de fracionamento de fósforo, destacando-se os métodos de Chang e Jackson (1957) e de Hedley et al. (1982) modificado por Condon et al. (1985). Estas técnicas variam no número e na forma das frações extraídas (inorgânicas e orgânicas), bem como na ordem e tipo de extrator.

No entanto, deve ser destacado que nem todas as formas são passíveis de quantificação com a exatidão desejada, pois não há limites nítidos entre elas. Isso é decorrente de sua distribuição em ampla faixa de forças de retenção, em diferentes grupos funcionais, resultantes do grau de intemperismo a que foi submetido o material que deu origem ao solo (SANTOS, 2008).

O método de Chang e Jackson (1957) permite classificar o fósforo do solo em quatro grandes grupos, fosfatos de alumínio, fosfatos de ferro, fosfatos de cálcio e fosfatos oclusos. Estas formas são identificadas de acordo com o extrator usado, na sequência  $\text{NH}_4\text{Cl} + \text{NH}_4\text{F}$ ,  $\text{NaOH}$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  e  $\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7 + \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ . Porém, esta técnica não identifica separadamente as formas orgânicas e, principalmente, não estima a labilidade das formas extraídas. O fracionamento de Chang e Jackson tem mostrado que, com o avanço do intemperismo do solo o fósforo é retido com maior energia (Dahnke et al., 1964; Westin e Brito, 1969; Williams e Walker, 1969). Assim, em solos do Rio Grande do Sul, Machado et al. (1993), usando o método de Chang e Jackson, relatam que os solos da Região Sul do Estado, pouco intemperizados, possuem mais fósforo inorgânico ativo que os solos da região do Planalto

Riograndense, os quais apresentam mais fósforo em formas oclusas, de pouca participação na disponibilidade às plantas.

O método de fracionamento sequencial proposto por Hedley et al. (1982), desenvolvido a partir do trabalho de Chang e Jackson, permite a separação do P do solo em formas lábeis, pouco lábeis e não-lábeis, inorgânicas e orgânicas, independentemente do grau de intemperismo, dos sistemas de cultivos empregados e da adubação fosfatada. Este procedimento tem sido utilizado para avaliar mudanças nas formas de P e suas principais formas de acúmulo no solo de acordo com os diferentes manejos (Pavan e Chaves, 1996; Araújo e Salcedo, 1997; Rheinheimer et al., 2003). Nessa técnica, são adicionados, sequencialmente, extratores de menor à maior força de extração, os quais removem fósforo inorgânico (Pi) e orgânico (Po), das formas mais disponíveis às mais estáveis. Os extratores são Resina Trocadora de Ânions (Pi RTA),  $\text{NaHCO}_3$  0,5 mol L<sup>-1</sup> a pH 8,5 (Pi bic e Po bic); NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> (Pi hid e Po hid); NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> + ultrasonificação (Pi son e Po son); HCl 1,0 mol L<sup>-1</sup> (Pi HCl) e; digestão com  $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$  (Pi dig + Po dig).

A técnica do fracionamento proposta por Hedley e seus colaboradores sofreu várias modificações, para facilitar sua exequibilidade e para adequá-la aos aparatos laboratoriais disponíveis e necessários para sua realização. Dentre elas, na ausência de aparelho de ultrassom, pode-se substituir a extração com NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> + ultrasonificação por extração com NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> (CONDRON et al., 1985).

Cross e Schlesinger (1995) agruparam as suposições de vários autores sobre quais formas de fósforo são extraídas na sequência do fracionamento de Hedley modificado por Condrón. De uma maneira geral, assume-se que a resina trocadora de ânions (RTA) extrai formas lábeis de fósforo inorgânico. O  $\text{NaHCO}_3$  extrai formas lábeis de fósforo inorgânico e orgânico, sendo que a labilidade da fração  $\text{NaHCO}_3$  é relatada por muitos pesquisadores, indicando que os teores extraídos pela RTA não representam todo fósforo disponível do solo (Tiessen et al., 1984; Cross e Schlesinger, 1995; Guo e Yost, 1998 e Gatiboni et al., 2005). Ao NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> é atribuído o poder de extrair o fósforo inorgânico quimiosorvido a óxidos de alumínio e ferro, o qual é moderadamente lábil. Também, com NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup>, é extraído o fósforo orgânico moderadamente lábil ligado aos ácidos húmicos. O NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> extrai o fósforo inorgânico e orgânico química e fisicamente protegidos nas superfícies internas dos microagregados. O tratamento do solo com HCl 1 mol L<sup>-1</sup> extrai fósforo inorgânico contido nos fosfatos de cálcio e

fortemente adsorvido, a associação com este cátion pode ocorrer nos minerais primários, fosfatos de cálcio neoformados e em fosfatos naturais, e, finalmente, a digestão do solo com  $\text{H}_2\text{SO}_4$  e  $\text{H}_2\text{O}_2$  extrai o fósforo residual inorgânico + orgânico do solo, chamado também de fósforo recalcitrante. A fração residual representa o fósforo presente nas substâncias húmicas, bem como formas inorgânicas e orgânicas de fósforo insolúveis, e a fração total representa todas as formas de fósforo, incluindo fósforo estrutural e fósforo ocluso em minerais do solo.

Assim, sob o ponto de vista da fertilidade do solo, independentemente da natureza química, o fósforo é dividido de acordo com a facilidade com que repõe a solução do solo. A separação do fósforo em formas lábeis, moderadamente lábeis e não lábeis, mesmo que essa subdivisão seja imprecisa, ajuda no entendimento da dinâmica da disponibilidade do fósforo (SANTOS et al., 2008).

Saleque et al. (2004) e Gatiboni et al. (2005) observaram aumento na fração de  $\text{Pi HCl}$  devido à adição de superfosfato triplo e também pela aplicação de calcário. Em ambos as situações observaram-se a neoformações de fosfatos de cálcio. Solos com baixos teores da fração  $\text{Pi HCl}$  são resultantes do avançado grau de intemperismo, que resulta na lixiviação de cátions básicos.

Santos e Anghinoni (2003) estabeleceram seis compartimentos inorgânicos de acordo com o extrator utilizado (RTA;  $\text{NaHCO}_3$ ;  $\text{NaOH}$  0,1 e 0,5  $\text{mol L}^{-1}$ ;  $\text{HCl}$  1  $\text{mol L}^{-1}$  e residual) e quatro compartimentos orgânicos (microbiano;  $\text{NaHCO}_3$ ;  $\text{NaOH}$  0,1 e 0,5  $\text{mol L}^{-1}$ ). Os compartimentos foram classificados em quatro grandes reservatórios: inorgânico, orgânico, rápido e lento. Os dois primeiros referem-se à forma de identificação e os dois últimos de acordo com a habilidade em repor o fósforo na solução.

Beck e Sanches (1994), estudando as mudanças nas frações do fósforo do solo após 18 anos de cultivo com e sem fertilização fosfatada, relatam alterações da dinâmica das frações de fósforo do solo em função do manejo da adubação fosfatada. Foi observado que, com a fertilização, todas as frações, exceto o fósforo residual e fósforo orgânico extraído por  $\text{NaOH}$  + sonificação, atuaram como dreno do fósforo adicionado e, quando houve diminuição da dose aplicada, a fração  $\text{Pi NaOH}$  atuou como fonte de fósforo. Na ausência de fertilização, as frações  $\text{Po NaHCO}_3$ ,  $\text{Pi}$  e  $\text{Po NaOH}$  0,1  $\text{mol L}^{-1}$  agiram como fonte, tamponando o fósforo extraído por resinas. Também Schmidt et al. (1996) constataram que as frações  $\text{Pi RTA}$ ,  $\text{Pi NaHCO}_3$ ,  $\text{Pi}$  e  $\text{Po NaOH}$  0,1  $\text{mol L}^{-1}$  atuaram como dreno de fósforo, quando dose

aplicada foi maior que a absorção pelas plantas, ou como fonte, quando a dose foi menor que a quantidade consumida.

Zhang e Mackenzie (1997) relataram que a fração  $\text{Pi NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$  foi a mais sensível no balanço entre as adições e retiradas durante um longo período de cultivo, indicando que esta fração atua como dreno e posteriormente com fonte de fósforo as plantas.

Gatiboni et al. (2005) analisando as formas de fósforo submetidas a várias sucessões de culturas, observou que as formas  $\text{Pi RTA}$ ,  $\text{Pi NaHCO}_3$  e  $\text{Pi NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$  foram sensíveis à sucessão dos cultivos, tendo seus teores modificados pela absorção pelas plantas. Quando estas frações pararam de repor o fósforo na solução, as frações  $\text{Pi NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$  e  $\text{P residual}$  passaram a tamponar as formas lábeis.

Selles et al. (1990) determinaram o conteúdo e a distribuição das formas de fósforo no solo, de diferentes disponibilidades, sob dois sistemas de manejo (plantio direto e convencional), na profundidade de 0-10 cm de um Latossolo Vermelho. Foram observados aumento de 33% do  $\text{P-lábil}$  no plantio direto em relação ao sistema convencional. Isso foi atribuído à elevação do fósforo orgânico, sugerindo que no sistema de plantio direto, poderia ter mais fósforo disponível para as plantas em função da mineralização lenta e contínua e que a maior atividade microbiana resultou na liberação de ácidos orgânicos que competiram com o fósforo pelos sítios de sorção.



### **3. Capítulo 1- Influência do alagamento sobre as formas de fósforo em Planossolo cultivado com soja e milho sob arroz irrigado subsequente**

#### **Resumo**

O fósforo encontra-se no solo em diversas formas, que variam de acordo com a natureza química dos compostos a que está ligado e à energia de ligação com estes. O objetivo deste trabalho foi quantificar o efeito do alagamento sobre as formas de fósforo inorgânico e orgânico antes e após o cultivo de arroz irrigado em um Planossolo Háplico eutrófico solódico, em sistema de plantio direto. Para a realização do trabalho foram utilizados dois experimentos mais amplos, conduzido por cinco anos (2003/04 a 2007/08), delineados em blocos ao acaso composto por dez tratamentos e dentre estes, foram selecionados três tratamentos: testemunha, sem aplicação de  $P_2O_5$ ; dose recomendada de  $P_2O_5$  na forma de Superfosfato Triplo-SFT ( $110 \text{ kg ha}^{-1}$  para o milho e  $120 \text{ kg ha}^{-1}$  para a soja) com reaplicação anual da dose inicialmente recomendada e dose recomendada de  $P_2O_5$  na forma de Fosfato Natural de Arad-FN + acréscimo anual da dose de reposição com SFT. No quinto ano do experimento foram coletadas amostras de solo das parcelas experimentais em duas oportunidades (0-2,5 e 2,5-5,0cm), antes e após o cultivo do arroz, onde foi realizado o fracionamento químico de fósforo. O cultivo de arroz irrigado por alagamento propicia a diminuição das formas inorgânicas lábeis de P no solo (RTA e bic  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ), na camada de 0-2,5 cm em ambas as restevas, utilizando o SFT. A forma de P mais afetada pelo alagamento foi aquela protegida no interior dos microagregados ( $P_i \text{ hid } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ) em ambas as restevas e profundidades. O P orgânico teve maior participação no P total utilizando o SFT e o FN, em ambas as restevas e profundidades, após o alagamento, seguido do P-inorgânico e por último, do P-residual.

### 3.1 Introdução

O P do solo é distribuído em formas que variam com a natureza química do ligante e a energia de ligação entre o solo e este elemento. Quanto à natureza do ligante, o P pode ser encontrado como P orgânico diéster, P orgânico monoéster, P inorgânico em ligações com Fe, Al, Ca, argilas silicatadas e óxidos, entre outras. Quanto à energia de ligação, o P pode estar associado a outros íons ou moléculas em ligações monodentadas, bidentadas e binucleadas (Dalal, 1977; Parfitt, 1978). Assim, as formas de P do solo têm diferentes capacidades de dessorção e abastecimento da solução do solo, segundo sua natureza química e energia de ligação. Independentemente da natureza química, o P é dividido de acordo com a facilidade de reposição para a solução do solo, sendo distribuído em formas lábeis, moderadamente lábeis e pouco lábeis (GATIBONI et al., 2005)

O fósforo orgânico (Po) pode constituir de 20% a 80% do fósforo total do solo, podendo ser relevante em solos tropicais, pois atua ativamente na disponibilidade do nutriente às plantas (Santos e Anghinoni, 2003). Esta forma de fósforo é originária de resíduos vegetais e animais adicionados ao solo, do tecido microbiano e dos produtos de sua decomposição (Rheinheimer et al., 2000). O fósforo inorgânico adsorvido pode ser encontrado ligado a ferro, alumínio e cálcio, adsorvido às caulinitas e adsorvido à matéria orgânica do solo através de pontes de cátions, resultando em baixos teores de fósforo em solução (PIERZYNSKI et al., 2005).

O fósforo é o nutriente mais limitante para o início do desenvolvimento e crescimento das plantas. Ao contrário dos demais nutrientes, a adubação com P assume a particularidade de aplicar uma quantidade várias vezes maior do que aquela exigida pelas plantas, pois se torna necessário satisfazer a exigência do solo, saturando os componentes responsáveis pela fixação do P (FURTINI NETO et al., 2001).

Com a adição de fertilizantes fosfatados, há acúmulo de P em formas inorgânicas e orgânicas com diferentes graus de energia de ligação, embora o acúmulo seja mais pronunciado nas formas inorgânicas (Daroub et al., 2000). A redistribuição de P em diversas formas quando da fertilização também ocorre em solos cultivados sob sistema plantio direto (SPD), pois tem se observado a formação de uma camada de solo junto à superfície com alto teor de matéria orgânica e

disponibilidade de nutrientes, inclusive P (Rheinheimer et al., 2003). Esse comportamento é consequência da adição consecutiva de fertilizantes na camada superficial do solo, ausência de revolvimento do solo, com menor contato entre o fertilizante e as partículas do solo, e da diminuição da taxa de erosão.

Adicionalmente, no SPD a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo reduz sua taxa de decomposição, aumentando o conteúdo de matéria orgânica e de Po. A maior atividade microbiana na camada superficial do solo sob SPD aumenta o estoque de Po armazenado na biomassa microbiana, o qual pode se tornar disponível via mineralização (CONTE, 2001).

O cultivo do arroz irrigado em rotação ou sucessão com outras culturas em plantio direto permite o uso mais intensivo dos solos de várzea podendo ocasionar alterações no comportamento do fósforo no solo. Entre as principais vantagens desses sistemas destaca-se a redução na infestação de plantas daninhas, controle de doenças, através da quebra de ciclos, e a ciclagem de nutrientes, devido à utilização de espécies de plantas com diferentes sistemas radiculares (REGO, 1994).

O azevém é uma gramínea que vem sendo muito utilizada como cobertura de solo no inverno nas áreas de várzea no RS, seja para pastejo pelos animais em sistema de integração lavoura-pecuária ou para formação de resíduos culturais, antecedendo a cultura de verão (Menezes et al., 2001). Leguminosas também vêm sendo bastante usadas em sistemas de sucessões de culturas nestas áreas, devido as inúmeras vantagens que proporcionam para o sistema de produção de grãos. Isso tudo contribui para maior sustentabilidade da atividade agrícola no ecossistema de várzea.

A avaliação de sucessão de culturas sobre a disponibilidade de fósforo, pode ser realizada através da utilização de técnicas de fracionamento de fósforo que visam à identificação das formas com que este elemento é retido no solo e sua contribuição na capacidade de suprimento de fósforo para as plantas. Várias técnicas de fracionamento de fósforo têm sido utilizadas, destacando-se os métodos de Chang e Jackson (1957) e de Hedley et al. (1982) modificado por Condon et al. (1985). Estas técnicas variam no número e na forma das frações extraídas (inorgânicas e orgânicas), bem como na ordem e tipo de extrator.

### **3.1.1 Hipóteses**

- A reoxidação do solo após o alagamento para o cultivo do arroz irrigado, promove uma redistribuição das formas de fósforo, em um Planossolo Háplico eutrófico solódico

### **3.1.2 Objetivo**

Quantificar as formas de fósforo após a reoxidação do solo depois de um período de alagamento para o cultivo de arroz irrigado em um Planossolo Háplico eutrófico solódico adubado com Superfosfato Triplo-SFT e Fosfato Natural de Arad-FN em sistema de plantio direto.

## 3.2 Material e Métodos

### 3.2.1 Procedimento experimental

A partir de dois experimentos mais amplos, delineados em blocos ao acaso e compostos por dez tratamentos com quatro repetições, que foram conduzidos por cinco anos (2003/04 a 2007/08) em um Planossolo Háplico eutrófico solódico (Embrapa, 2006) na Estação Experimental Terras Baixas da Embrapa Clima Temperado, foram selecionados três tratamentos de cada experimento: Testemunha, sem aplicação de  $P_2O_5$ ; Dose recomendada de  $P_2O_5$  na forma de Superfosfato Triplo-SFT ( $110 \text{ kg ha}^{-1}$  para o milho e  $120 \text{ kg ha}^{-1}$  para a soja) com reaplicação anual da dose inicialmente recomendada e Dose recomendada de  $P_2O_5$  na forma de Fosfato Natural de Arad-FN + acréscimo anual da dose de reposição com SFT. Estes mesmos três tratamentos, junto com dose recomendada de  $P_2O_5$  na forma de SFT e FN, sem reposição, foram utilizados por Fortes (2009).

Os experimentos corresponderam a duas sucessões de cultura, uma de soja no verão e azevém no inverno e outra com milho no verão e trevo branco no inverno que foram conduzidos por quatro anos consecutivos, antes do cultivo do arroz, em todas as parcelas.

Antes da implantação dos experimentos, sobre as parcelas foi distribuída a adubação de pré-plantio ( $110 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $K_2O$  para o milho e  $125 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $K_2O$  para soja, como KCl). Logo a seguir o adubo foi incorporado ao solo, com o uso de uma enxada rotativa, visto que os dois experimentos foram implementados no sistema convencional (SC). Nos anos seguintes os experimentos foram conduzidos em sistema plantio direto (PD) e a distribuição temporal das culturas é apresentada na Tabela 1. A distribuição temporal e quantitativa dos adubos fosfatados utilizados encontram-se nas Tabelas 2 e 3.

Tabela 1- Distribuição temporal das culturas considerando cada experimento, durante as cinco safras consideradas.

Experimento	03/04 <sup>1</sup>	04/04	04/05	05/05	05/06	06/06	06/07	07/07	07/08
SOJA -PD	soja	azevém	soja	azevém	soja	azevém	soja	azevém	arroz
MILHO-PD	milho	trevo	milho	trevo	milho	trevo	milho	trevo	arroz

<sup>1</sup>Na implantação dos experimentos (safra 2003/04) foi utilizado o sistema de cultivo convencional.

Tabela 2 - Distribuição temporal e quantitativa dos tratamentos, considerando fontes e doses de fósforo  $P_2O_5$  ( $kg\ ha^{-1}$ ) envolvendo o sistema de cultura **milho**/arroz irrigado.

Tratamento	2003/04		2004/05		2005/06		2006/07		2007/08		Total / Dose	
	Fonte	Dose <sup>3</sup>	Fonte	Dose	Fonte	Dose	Fonte	Dose	Fonte	Dose	FNr	SFT
Testemunha	-----	0	-----	0	-----	0	-----	0	-----	0	0	0
SFT c/Reap.	SFT <sup>1</sup>	110	SFT	110	SFT	110	SFT	110	SFT	110	0	550
FNA c/Reap.	FNr <sup>2</sup>	110	SFT	110	SFT	110	SFT	110	SFT	110	110	440

<sup>1</sup>SFT = Superfosfato triplo; <sup>2</sup>FNr = Fosfato natural reativo de Arad; <sup>3</sup>Dose recomendada de adubação fosfatada para o milho.

Tabela 3 - Distribuição temporal e quantitativa dos tratamentos, considerando fontes e doses de fósforo ( $kg\ ha^{-1}$ ) envolvendo o sistema de cultura **soja**/arroz irrigado.

Tratamento	2003/04		2004/05		2005/06		2006/07		2007/08		Total / Dose	
	Fonte	Dose <sup>3</sup>	Fonte	Dose	Fonte	Dose	Fonte	Dose	Fonte	Dose	FNr	SFT
Testemunha	-----	0	-----	0	-----	0	-----	0	-----	0	0	0
SFT c/Reap.	SFT <sup>1</sup>	120	SFT	120	SFT	120	SFT	120	SFT	120	0	600
FNA c/Reap.	FNr <sup>2</sup>	120	SFT	120	SFT	120	SFT	120	SFT	120	120	480

<sup>1</sup>SFT = Superfosfato triplo; <sup>2</sup>FNr = Fosfato natural reativo de Arad; <sup>3</sup>Dose recomendada de adubação fosfatada para a soja.

As quantidades aplicadas de P foram estabelecidas conforme os resultados da análise do solo (Tabela 4), seguindo critérios recomendados pela Comissão (2004), enquanto que para as doses de reposição anual foi adotado um valor constante, próximo aos recomendados pela Comissão (2004), sendo os adubos aplicados sobre o solo juntamente com a adubação de manutenção com K, que correspondeu à mesma aplicada inicialmente, tanto para o milho ( $110\ kg\ ha^{-1}$  de  $K_2O$ ), como para a soja ( $125\ kg\ ha^{-1}$  de  $K_2O$ ).

Tabela 4 - Resultados da análise do solo da área experimental, na camada de 0 - 20 cm de profundidade, antes da implantação do experimento.

pH <sub>água</sub>	MO	K	Na	P	Al	Ca	Mg	Argila
Índice	%	-----	mg dm <sup>-3</sup>	-----	-----	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	-----	%
5,5	2,2	40	48	1,5	0,6	2,2	1,3	20,0

Fonte: Laboratório de análise de solos da Embrapa Clima Temperado.

A adubação nitrogenada de cobertura para o milho constituiu-se de  $130\ kg\ ha^{-1}$  de N na forma de ureia, aplicado a cada ano de cultivo.

As culturas de inverno foram dessecadas com herbicida e os restos vegetais permaneceram na superfície do solo. No verão do quinto ano todas as parcelas

foram semeadas com arroz irrigado (cultivar BRS Atalanta) em sistema plantio direto sobre a resteva das culturas de sequeiro.

No arroz foram aplicados  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  de N em duas épocas: 50% no início do perfilhamento e 50% na diferenciação da panícula, utilizando ureia como fonte de N.

No quinto ano do experimento foram coletadas amostras de solo das parcelas experimentais em duas oportunidades, antes e após o cultivo do arroz. As amostras de solo foram compostas de dez sub-amostras sendo coletadas em duas profundidades 0-2,5cm e 2,5-5,0cm. Nestas amostras foi realizado o fracionamento químico de fósforo. As amostras de solo foram secas e peneiradas (peneira 2 mm) antes de serem analisadas.

### **3.2.2 Método de Fracionamento de fósforo utilizado**

O fracionamento de fósforo no solo foi realizado pelo método de Hedley et al. (1982), modificado por Condon et al. (1985). Esses autores consideram as frações de fósforo extraídas pela Resina e  $\text{NaHCO}_3$   $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  formas lábeis, já que são formas biologicamente disponíveis, enquanto que a fração extraída com  $\text{NaOH}$   $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  é considerada moderadamente lábel, já que representa o fósforo associado aos óxidos de ferro e alumínio com diferentes graus de cristalização. As frações de fósforo extraídas por  $\text{NaOH}$   $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ,  $\text{HCl}$   $1 \text{ mol L}^{-1}$  e residual são consideradas formas não lábeis, já que representam o fósforo presente no interior dos agregados, fosfatos de cálcio estáveis e formas inorgânicas de fósforo insolúvel, respectivamente.

A metodologia acima citada foi realizada da seguinte maneira: foram pesados 1,5g de solo e colocados em tubo de centrífuga com rosca, a este foi adicionado 30 ml de água destilada e uma lâmina de resina de troca aniônica (RTA). Estes tubos foram levados para agitar por 16 horas no oscilador vertical (rotação de 33 rpm). Após este período, a RTA foi retirada do tubo e lavada para retirada do excesso de solo, em seguida foi colocada em um recipiente com tampa contendo 30 ml de  $\text{HCl}$   $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ , ficando em repouso por 90 min com tampa aberta para evolução do  $\text{CO}_2$ . Passado o tempo, a tampa foi fechada e o tubo foi levado para agitar por 30 min em agitador horizontal. Posteriormente, a RTA foi retirada com

auxílio de uma pinça e em seguida fez-se a determinação do fósforo inorgânico no extrato de HCl  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ .

Ao solo que ficou no interior do tubo foram adicionados 30 ml de  $\text{NaHCO}_3$   $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  agitando-se manualmente para soltar o solo do fundo do tubo e após procedeu-se agitação no “end-over-end” por 16 horas. Posteriormente, foi realizada a centrifugação por 15 minutos. O sobrenadante foi reservado para análise de Pi e fósforo total (Pt). Ao tubo se adicionou 30 ml de  $\text{NaCl}$   $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  cuidadosamente para não mexer o solo e centrifugado à 6000 rpm por 5 min e após foi adicionado o sobrenadante ao extrato anterior.

Após foi adicionado 30 ml de  $\text{NaOH}$   $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  e realizado o mesmo procedimento anterior, determinando-se o Pi e o Pt. Depois foi adicionado 30 ml de HCl  $1,0 \text{ mol L}^{-1}$  seguindo o processo anterior com a diferença de que neste foi determinado somente o Pi. Por último foi adicionado 30 ml de  $\text{NaOH}$   $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ , também se fez o mesmo procedimento, porém com a análise do Pi e Pt. O solo foi seco em estufa  $50^\circ\text{C}$  para digestão e determinação do P-residual (Figura 3). A sequência das frações e suas respectivas designações estão na Tabela 5.

Os resultados das formas de fósforo extraídas no fracionamento anteriormente e após o cultivo de arroz irrigado foram submetidos à análise estatística utilizando-se o procedimento misto (Littel, 1995). Quando observada diferença significativa procedeu-se a comparação de médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.



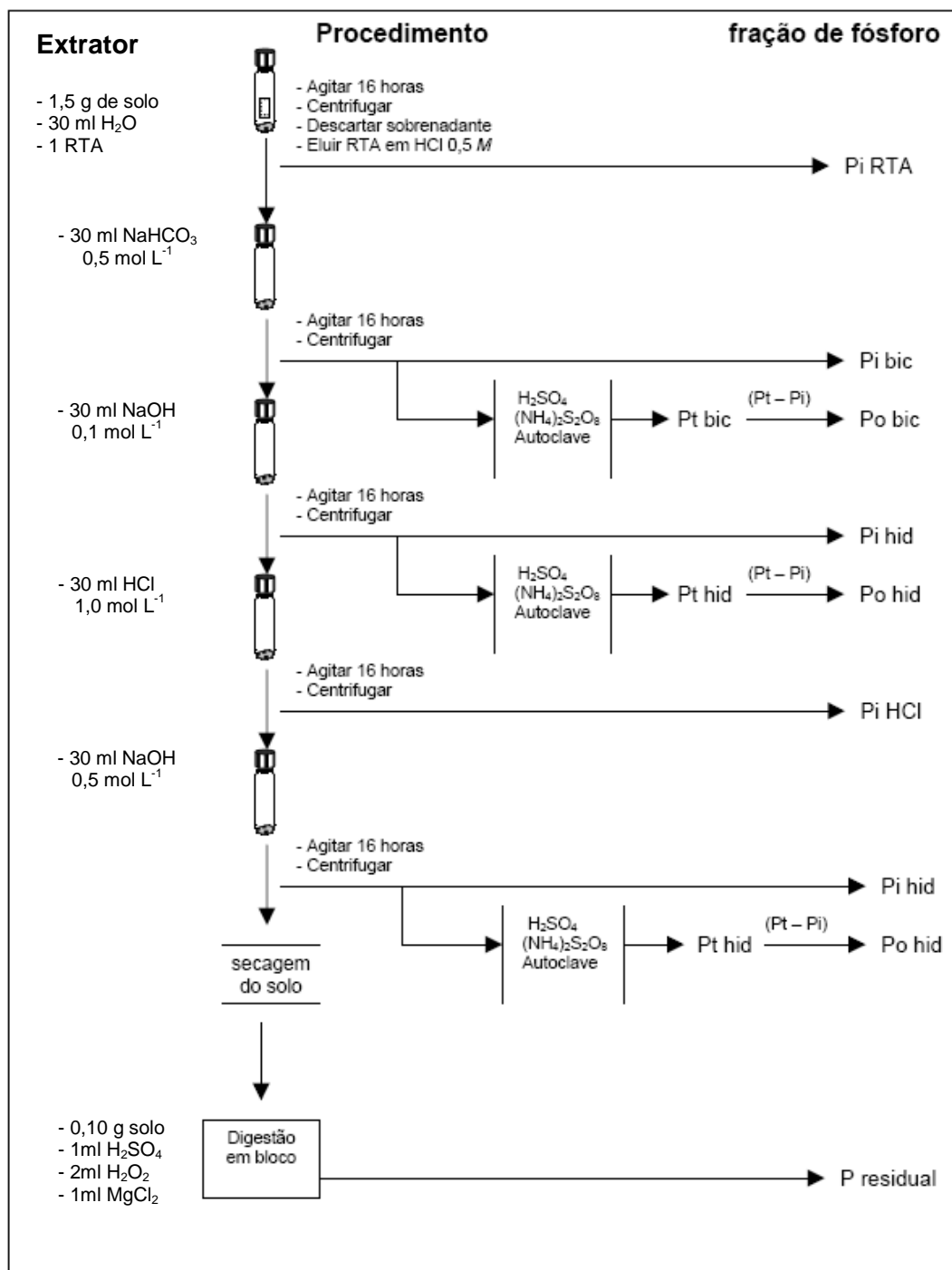


Figura 3- Esquema da técnica do fracionamento de fósforo proposto por Hedley et al. (1982) com modificações de Condon et al. (1985). Adaptado de Gatiboni (2005).

Tabela 5- Sequência do Fracionamento e designação das frações.

Extrator	Denominação	Fração determinada
Resina de troca aniônica (RTA)	P-RTA	P-lábil inorgânico
NaHCO <sub>3</sub> 0,5 mol L <sup>-1</sup>	Pi bic 0,5 mol L <sup>-1</sup> Po bic 0,5 mol L <sup>-1</sup>	P-lábil inorgânico P-lábil orgânico
NaOH 0,1 mol L <sup>-1</sup>	Pi bic 0,1 mol L <sup>-1</sup> Po bic 0,1 mol L <sup>-1</sup>	P inorgânico moderadamente lábil (ligado ao Fe, Al) P orgânico moderadamente lábil (ligado aos ácidos húmicos)
HCl 1,0 mol L <sup>-1</sup>	Pi HCl 1,0 mol L <sup>-1</sup>	P inorgânico moderadamente lábil (ligado ao Ca)
NaOH 0,5 mol L <sup>-1</sup>	Pi hid 0,5 mol L <sup>-1</sup> Po hid 0,5 mol L <sup>-1</sup>	P inorgânico protegidos nos microagregados P orgânico protegidos nos microagregados
	Pi total	P-RTA, Pi bic 0,5 mol L <sup>-1</sup> , Pi bic 0,1 mol L <sup>-1</sup> , Pi HCl 1 mol L <sup>-1</sup> , Pi hid 0,5 mol L <sup>-1</sup>
	Po total	Po bic 0,5 mol L <sup>-1</sup> , Po bic 0,1 mol L <sup>-1</sup> , Po hid 0,5 mol L <sup>-1</sup>
Digestão	P res	P- substâncias húmicas e formas inorgânicas e orgânicas insolúveis de fósforo
	P total	Pi total, Po total, P residual

### 3.3 Resultados

A adubação fosfatada aumentou significativamente as frações de P-lábil (P-RTA e Pi bic) principalmente na profundidade de 0-2,5cm, em relação a testemunha (sem adubação) antes do alagamento do solo na resteva de milho e de soja (Tabelas 6 e 7). É provável que este aumento na camada mais superficial do solo seja devido ao acúmulo de fósforo na superfície, ocasionado pelo acréscimo anual através das doses de reposição associada à ausência de mobilização de solo em função do cultivo em plantio direto. Segundo Muzilli (1983) a aplicação superficial de fósforo sem o revolvimento do solo reduz o contato entre os colóides do solo e o íon fosfato, diminuindo as reações de adsorção, aumentando sua disponibilidade.

Gatiboni et al. (2007) realizaram o fracionamento de P pelo método de Hedley et al. (1982) em amostras de solos submetidas a diferentes doses de P e sucessão de cultivos e observaram aumento das frações de P-lábil com o aumento das doses de P aplicadas.

Rotta (2012) avaliou três áreas distintas, classificadas como Plintossolo Háplico, com diferentes anos de adoção de plantio direto, sendo 7, 11 e 16 anos e concluiu que os teores de P lábil na camada de 0 a 20 cm no PD7 e PD16 foram superiores ao PD11, com valores de 121,01; 122,42 e 98,73 mg dm<sup>-3</sup> respectivamente, sendo que a redução nos teores de P lábil observada para o PD11 ocorreu devido a essa área ter sido submetida a revolvimento no último ano de cultivo. Isto provavelmente promoveu ruptura dos agregados do solo, aumentando a superfície de contato entre os sítios de adsorção e o íon fosfato, contribuindo para retenção com maior energia (Selles et al., 1997). Rheinheimer e Anghinoni (2003) também verificaram que os teores de P lábil sofreram redução com o revolvimento do solo. Após 16 anos de cultivo em sistema plantio direto, não foi observado aumento significativo nos teores de P lábil, indicando que o sistema mantém uma quantidade constante de P prontamente disponível às plantas que independe das repetidas adubações e do P acumulado com os anos de cultivo.

Tabela 6 - Frações de fósforo inorgânico ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de amostras de um Planossolo coletadas antes e após o cultivo de arroz irrigado em duas profundidades e em função de fontes de adubação fosfatada (Superfosfato Triplo - SFT e Fosfato Natural reativo de Arad – FN, com reaplicação do adubo fosfatado na forma de SFT), na resteva de milho no sistema plantio direto.

Fonte	Profundidade (cm)			
	0 - 2,5		2,5 - 5,0	
	Antes	Após	Antes	Após
----- P RTA ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	6,5Ba	3,5Ba	4,9Ba	2,7Ba
SFT	55,5Aa	26,1Ab	13,7ABa	14,1Aa
FNA	49,4Aa	35,2Aa	14,8Aa	21,0Aa
----- Pi bic 0,5 mol $\text{L}^{-1}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	9,5Ba	7,2Ba	8,7Ba	7,2Ba
SFT	34,4Aa	18,6Ab	17,6Aa	18,5Aa
FNA	25,9Aa	23,1Aa	17,5Aa	21,8Aa
----- Pi hid 0,1 mol $\text{L}^{-1}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	20,9Ba	23,7Ba	18,6Ba	21,6Ba
SFT	45,1Aa	35,9Aa	30,8Aa	29,4Aa
FNA	41,0Aa	36,7Aa	32,0Aa	28,1ABa
----- Pi HCl 1,0 mol $\text{L}^{-1}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	2,4Ba	1,1Ba	2,2Ba	1,0Ba
SFT	5,2Aa	5,0Aa	3,1Aa	2,6Aa
FNA	5,5Aa	4,7Aa	3,9Aa	3,0Aa
----- Pi hid 0,5 mol $\text{L}^{-1}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	21,9Ba	9,6Bb	18,6Ba	10,2Ab
SFT	33,1Aa	17,3Ab	30,0Aa	15,1Ab
FNA	32,7Aa	17,2Ab	28,3Aa	14,0Ab

Médias seguidas de letras maiúsculas distintas na coluna e minúsculas na linha dentro de cada profundidade e fração de P diferem estatisticamente pelo teste Tukey 5 % de probabilidade. P-RTA: fósforo extraído com a resina de troca aniônica; Pi-bic: fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaHCO}_3$ ; Pi-hid 0,1 mol  $\text{L}^{-1}$ : fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaOH}$  0,1 mol  $\text{L}^{-1}$ ; Pi-hid 0,5 mol  $\text{L}^{-1}$ : fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaOH}$  0,5 mol  $\text{L}^{-1}$ ; P-HCl: fósforo extraído com  $\text{HCl}$  1,0 mol  $\text{L}^{-1}$ . Testemunha - sem aplicação de  $\text{P}_2\text{O}_5$ ; SFT - Dose recomendada de  $\text{P}_2\text{O}_5$  na forma de SFT com reaplicação anual; FNA - Dose recomendada de  $\text{P}_2\text{O}_5$  na forma de FN de Arad com reaplicação anual com SFT.

Tabela 7 - Frações de fósforo inorgânico ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de amostras de um Planossolo coletadas antes e após o cultivo de arroz irrigado em duas profundidades e em função de fontes de adubação fosfatada (Superfosfato Triplo - SFT e Fosfato Natural reativo de Arad – FN, com reaplicação do adubo fosfatado na forma de SFT), na resteva de soja no sistema plantio direto.

Fonte	Profundidade (cm)			
	0 - 2,5		2,5 - 5,0	
	Antes	Após	Antes	Após
----- P RTA ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	7,6Ca	3,5Ca	5,3Ba	2,9Ba
SFT	49,0Aa	20,7Bb	24,9Aa	16,5Aa
FNA	38,9Ba	34,4Aa	23,8Aa	19,7Aa
----- Pi bic 0,5 mol $\text{L}^{-1}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	10,5Ca	8,4Ba	9,3Ba	8,6Ba
SFT	31,6Aa	17,4Ab	19,3Aa	14,9Aa
FNA	22,5Ba	20,6Aa	14,5Aa	19,6Ab
----- Pi hid 0,1 mol $\text{L}^{-1}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	23,0Ba	23,0Ba	19,9Ba	21,9Ba
SFT	41,9Aa	35,1Aa	29,9Aa	29,3ABa
FNA	36,2Aa	40,1Aa	28,2Aa	32,4Aa
----- Pi HCl 1,0 mol $\text{L}^{-1}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	2,6Ba	1,3Ba	1,8Ba	1,3Ba
SFT	5,7Aa	4,9Aa	3,9Aa	3,2Aa
FNA	5,6Aa	5,4Aa	3,4Aa	2,7Aa
----- Pi hid 0,5 mol $\text{L}^{-1}$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	28,8Aa	13,5Ab	25,8Aa	11,3Ab
SFT	29,7Aa	15,1Ab	27,9Aa	12,6Ab
FNA	27,7Aa	15,7Ab	25,9Aa	14,2Ab

Médias seguidas de letras maiúsculas distintas na coluna e minúsculas na linha dentro de cada profundidade e fração de P diferem estatisticamente pelo teste Tukey 5 % de probabilidade. P-RTA: fósforo extraído com a resina de troca aniônica; Pi-bic: fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaHCO}_3$ ; Pi-hid 0,1 mol  $\text{L}^{-1}$ : fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaOH}$  0,1 mol  $\text{L}^{-1}$ ; Pi-hid 0,5 mol  $\text{L}^{-1}$ : fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaOH}$  0,5 mol  $\text{L}^{-1}$ ; P-HCl: fósforo extraído com  $\text{HCl}$  1,0 mol  $\text{L}^{-1}$ . Testemunha - sem aplicação de  $\text{P}_2\text{O}_5$ ; SFT - Dose recomendada de  $\text{P}_2\text{O}_5$  na forma de SFT com reaplicação anual; FNA - Dose recomendada de  $\text{P}_2\text{O}_5$  na forma de FN de Arad com reaplicação anual com SFT.

Com a drenagem do solo, após o período de alagamento, o processo de reoxidação diminuiu a concentração de P nas frações mais lábeis (P-RTA e Pi bic  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ) utilizando o SFT, na profundidade de 0-2,5cm, em ambas as restevas (Tabelas 6 e 7) em decorrência da reoxidação das formas reduzidas com formação de óxidos de ferro de baixa cristalinidade e readsorção da porção solubilizada, nas superfícies altamente reativas de óxidos de ferro precipitados.

A adubação fosfatada, independentemente da fonte, aumentou a fração de fósforo moderadamente lábil (Pi Hid  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ ) em relação à testemunha, para ambas as profundidades e restevas, antes e após o alagamento (Tabelas 6 e 7), com exceção na resteva da soja na camada de 2,5-5,0cm onde o SFT não diferiu da testemunha. O NaOH  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  extrai formas inorgânicas de fósforo ligadas aos oxi-hidróxidos de Fe e Al, que não foram acessadas pela RTA e bicarbonato (Fixen e Grove, 1990). O alagamento do solo não proporcionou efeitos significativos para os teores de fósforo dessa fração considerada moderadamente lábil.

Zamuner et al. (2012) relatam que a fertilização aumenta a concentração de Pi lábil e formas moderadamente lábeis no solo, com valores variando de 11,49 e 7,62 mg de P  $\text{kg}^{-1}$  na fração de Pi bic  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  para o solo adubado e o controle (sem adubação) respectivamente, assim como encontrado no presente estudo. Resultados obtidos de acordo com os valores registrados por outros autores de uma grande variedade de solos também mostram um aumento do Pi bic e Pi hid com aplicações de P (WANG et al. 2007; PICONE et al. 2007; VERMA et al. 2005; GUO et al. 2000; SELLES et al. 1995).

Segundo Rheinheimer et al. (2003), Araújo et al. (1993), Richards et al. (1995), Schimidt et al. (1996) e Zhang e McKenzie (1997) o P se acumula inicialmente em formas menos lábeis (sítios mais ávidos por P) com consequente saturação de P e, sequencialmente, acumula-se em frações moderadamente lábeis. A fração moderadamente lábil pode atuar como fonte ou dreno de P disponível em função da quantidade de P que é adicionada como fertilizante. Em condições de elevada aplicação de fertilizante fosfatado, maior que a exportação pelas culturas, o excesso de P é acumulado em formas moderadamente lábeis, sendo um dreno do P adicionado. Da mesma forma, em uma situação de baixa adição de fertilizantes o P moderadamente lábil também pode atuar como fonte, suprindo as necessidades da cultura (CONTE et al., 2003; GATIBONI et al., 2007).

Schmidt et al. (1996) e Lopes et al. (2004) encontraram um aumento nas frações de Pi bic e Pi hid  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  depois de aplicações de fertilizantes fosfatados, indicando a difusão do fósforo de fosfatos de ferro e alumínio. Estes resultados sugerem que a fração moderadamente lábil pode servir como principal dreno do P adicionado no solo e, também, como fonte quando as retiradas do sistema forem maiores do que as adições. Zhang e Mackenzie (1997) e Tokura et al. (2002) também relatam que a fração Pi hid  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  foi a mais sensível no balanço entre as adições e retiradas de P durante um longo período de cultivo, funcionando como tampão do fator quantidade do P do solo.

Segundo Patrick e Mahapatra (1968) os minerais de Fe são os principais controladores da dinâmica do P em ambientes sazonalmente alagados como os solos de várzea, podendo esta fração contribuir com a nutrição de fósforo para as plantas de arroz em função da dessorção do P, com a drenagem ocorre a reoxidação desses compostos diminuindo sua disponibilidade.

Picone et al. (2007) e Ciampitti (2011) citam que reações de equilíbrio entre Pi lábil (Pi bic) e a solução do solo são responsáveis por restabelecer concentração de íons fosfato na solução do solo, quando este diminui devido à absorção e/ou imobilização microbiana. Pheav (2005) estudando a ciclagem de nutrientes em solos cultivados com arroz irrigado e submetidos a vários cultivos, observou que o fósforo extraído da resina (P-RTA) e o fósforo inorgânico (Pi hid  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ ) foram as formas preferencialmente absorvidas pelas plantas de arroz.

Ao extrator HCl  $1 \text{ mol L}^{-1}$ , é atribuída a capacidade de dessorção de formas inorgânicas de fósforo associadas ao cálcio (Cross e Schlesinger, 1995). A associação com este cátion pode ocorrer nos minerais primários, fosfatos de cálcio e também em fertilizantes fosfatados sem solubilização prévia (fosfatos naturais). Houve diferença estatística com a aplicação dos adubos fosfatados (SFT e FN) nesta fração, em relação à testemunha, antes e após o alagamento em ambas profundidades e restevas (Tabelas 6 e 7) sendo que os baixos valores detectados, em ambas as profundidades e cultivos, refletem a participação pouco expressiva dessa fração no compartimento de P inorgânico do solo em estudo.

Estes dados estão de acordo com os encontrados por Ranno et al. (2007), que analisaram diferentes tipos de solos evidenciando que não houve contribuição desta forma com o alagamento. Já Salaque et al. (2004) e Gatiboni et al. (2005) observaram aumento nos teores desta fração em solos não alagados devido à

adição de superfosfato triplo e também pela aplicação de calcário. Em ambas as situações observou-se a neoformação de fosfato de cálcio.

O uso da adubação fosfatada com SFT e FN, aumentou a fração  $P_i$  hid 0,5 mol L<sup>-1</sup> em relação a testemunha apenas na resteva do milho antes e após o alagamento na profundidade de 0-2,5 cm e antes do alagamento na profundidade 2,5- 5,0 cm. Após o alagamento, esta forma de P diminuiu em ambas as restevas e profundidades. O NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> extrai o fósforo inorgânico e orgânico química e fisicamente protegidos nas superfícies internas dos microagregados os quais são parcial ou totalmente dissolvidos devido ao alagamento e passam a ser acessadas pelo procedimento de fracionamento. A dessorção do fósforo dessa fração possibilita a alteração de sua labilidade e pode ser uma forma acessada pelas plantas durante o alagamento.

O cultivo do arroz irrigado por inundação destrói os agregados do solo e diminui sua porosidade total. A macroporosidade é a mais afetada e, em consequência, o arejamento é diminuído. A desagregação é mais intensa se o preparo do solo é efetuado em condições de inundação (MIKKELSEN & PATRICK JUNIOR 1968; PRIHAR et al. 1985; SHARMA & DE DATTA, 1985).

Pheav et al. (2005) observaram que as sucessões de cultivos de arroz provocaram a diminuição das frações consideradas lábil, moderadamente lábil e não lábil, sugerindo que, sob condições de alagamento todas as frações de fósforo fornecem fósforo indiretamente ou diretamente as plantas.

Além das formas inorgânicas de P, as formas orgânicas podem sofrer transformações com os ciclos de umedecimento e secagem do solo. O P orgânico pode se constituir em uma importante fonte desse nutriente às plantas através de sua mineralização. Essa mineralização é mediada pelas fosfatases, enzimas que catalisam a hidrólise de ésteres de fosfatos, liberando fosfato solúvel. Essas enzimas são produzidas pelas plantas e microrganismos do solo, e suas atividades podem ser influenciadas pelos diferentes atributos dos solos (NAHAS et al., 1994).

Nas Tabelas 8 e 9 são apresentadas as frações de fósforo orgânico em duas profundidades de um Planossolo antes e após o alagamento em função de fontes de fósforo. Em relação à fração  $P_o$  bic 0,5 mol L<sup>-1</sup>, houve um incremento nos valores de fósforo no tratamento com adubação fosfatada em relação à testemunha na profundidade de 0-2,5 cm em ambas as restevas. Com a drenagem do solo, nesta mesma profundidade, esta fração beneficiou-se significativamente utilizando o SFT.



McKenzie et al. (1992) em experimento com dois tratamentos em rotação de culturas, com e sem pousio e uso de fertilizante fosfatado, constataram que a fertilização não teve efeito na fração Po bic e comparando os tratamentos, o uso do pousio impediu a acumulação de P-orgânico.

A fração de P orgânico extraída por NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> representa o fósforo orgânico moderadamente lábil ligado aos ácidos húmicos. Já a fração de P orgânico extraído por NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> representa o fósforo fisicamente protegido no interior de microagregados (CROSS e SCHLENSIGER, 1995).

As frações de Po hid 0,1 e 0,5 mol L<sup>-1</sup> não se beneficiaram com a adubação em ambas as restevas na profundidade de 0-2,5cm antes do alagamento. Após o alagamento, houve uma diferença significativa da adubação fosfatada (SFT e FN) em relação à testemunha para a fração de Po hid 0,1 mol L<sup>-1</sup> na profundidade de 0-2,5cm em ambas as restevas e na profundidade de 2,5-5,0cm na resteva do milho, em relação ao Po hid 0,5 mol L<sup>-1</sup> este não foi influenciado pelo alagamento.

Pheav (2002) sugere que a incorporação de resíduos de culturas ou palha de arroz aumenta o rendimento e absorção de P pelo arroz e, também, aumenta o P orgânico, incluindo o P microbiano, que pode ser uma fonte de P para o arroz.

Vários autores tem demonstrado que, em um primeiro momento, a absorção de fósforo pelas plantas é fornecida pelas frações de fósforo inorgânicas lábil e de labilidade intermediária. Posteriormente, com a diminuição da disponibilidade de fósforo inorgânico no solo, ocorre a mineralização do fósforo orgânico, que repõe os teores das frações inorgânicas (SANTOS e AGHINONI, 2003; GATIBONI et al., 2005).

Gatiboni et al.(2005) observaram que os fosfatos diéster são mineralizados em maior proporção do que os fosfatos monoéster, quando o fósforo inorgânico não é capaz de suprir a absorção pelas plantas. Em sistemas onde ocorre a acumulação de fósforo inorgânico pela adubação fosfatada, a absorção da planta utiliza esta forma de fósforo, ocorrendo acúmulo do fósforo orgânico. McGill e Cole (1981) observaram que a mineralização de formas orgânicas de fósforo ocorreu quando as formas de fósforo inorgânico foram limitantes as plantas.

Tabela 8 - Frações de fósforo orgânico ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de amostras de um Planossolo coletadas antes e após o cultivo de arroz irrigado em duas profundidades e em função de fontes de adubação fosfatada (Superfosfato Triplo - SFT e Fosfato Natural reativo de Arad – FNA, com reaplicação do adubo fosfatado na forma de SFT), na resteva de milho no sistema plantio direto.

Fonte	Profundidade (cm)			
	0 - 2,5		2,5 - 5,0	
	Antes	Após	Antes	Após
----- Po bic 0,5 mol L <sup>-1</sup> (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
Testemunha	25,8Ba	22,5Ba	24,4Aa	20,5Aa
SFT	36,8Ab	56,9Aa	30,1Aa	39,6Aa
FNA	41,5Aa	52,6Aa	32,5Aa	38,7Aa
----- Po hid 0,1mol L <sup>-1</sup> (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
Testemunha	33,0Aa	31,8Ba	34,3Aa	28,3Bb
SFT	42,0Ab	63,2Aa	36,7Ab	45,9Aa
FNA	44,1Ab	61,0Aa	34,8Ab	51,3Aa
----- Po hid 0,5mol L <sup>-1</sup> (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
Testemunha	13,4Aa	21,5Aa	14,2Aa	20,2Aa
SFT	8,3Aa	11,6Aa	10,0Aa	10,1Aa
FNA	12,1Aa	13,7Aa	10,5Aa	8,9Aa

Médias seguidas de letras maiúsculas distintas na coluna e minúsculas na linha dentro de cada profundidade e fração de P diferem estatisticamente pelo teste Tukey 5 % de probabilidade. P-RTA: fósforo extraído com a resina de troca aniônica; Pi-bic: fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaHCO}_3$ ; Pi-hid 0,1 mol L<sup>-1</sup>: fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaOH}$  0,1 mol L<sup>-1</sup>; Pi-hid 0,5 mol L<sup>-1</sup>: fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaOH}$  0,5 mol L<sup>-1</sup>; P-HCl: fósforo extraído com  $\text{HCl}$  1,0 mol L<sup>-1</sup>. Testemunha - sem aplicação de  $\text{P}_2\text{O}_5$ ; SFT - Dose recomendada de  $\text{P}_2\text{O}_5$  na forma de SFT com reaplicação anual; FNA - Dose recomendada de  $\text{P}_2\text{O}_5$  na forma de FN de Arad com reaplicação anual com SFT.

Tabela 9 - Frações de fósforo orgânico ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de amostras de um Planossolo coletadas antes e após o cultivo de arroz irrigado em duas profundidades e em função de fontes de adubação fosfatada (Superfosfato Triplo - SFT e Fosfato Natural reativo de Arad – FNA, com reaplicação do adubo fosfatado na forma de SFT), na resteva de soja no sistema plantio direto.

Fonte	Profundidade (cm)			
	0 - 2,5		2,5 - 5,0	
	Antes	Após	Antes	Após
-----Po bic 0,5 mol L <sup>-1</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )-----				
Testemunha	30,3Ba	30,6Ba	26,6Aa	25,9Aa
SFT	40,3ABa	48,3Aa	33,8Aa	37,0Aa
FNA	48,2Aa	50,5Aa	30,7Aa	40,3Aa
----- Po hid 0,1 mol L <sup>-1</sup> (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
Testemunha	39,3Aa	38,5Ba	33,4Aa	35,6Aa
SFT	48,2Ab	64,8Aa	43,3Aa	44,3Aa
FNA	43,9Ab	66,0Aa	36,2Aa	44,6Aa
----- Po hid 0,5 mol L <sup>-1</sup> (mg kg <sup>-1</sup> ) -----				
Testemunha	10,7Aa	11,7Aa	8,7Aa	7,8Aa
SFT	25,5ABa	15,3Aa	8,2Aa	8,3Aa
FNA	16,4Aa	14,7Aa	16,7Aa	8,7Aa

Médias seguidas de letras maiúsculas distintas na coluna e minúsculas na linha dentro de cada profundidade e fração de P diferem estatisticamente pelo teste Tukey 5 % de probabilidade. P-RTA: fósforo extraído com a resina de troca aniônica; Pi-bic: fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaHCO}_3$ ; Pi-hid 0,1 mol L<sup>-1</sup>: fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaOH}$  0,1 mol L<sup>-1</sup>; Pi-hid 0,5 mol L<sup>-1</sup>: fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaOH}$  0,5 mol L<sup>-1</sup>; P-HCl: fósforo extraído com  $\text{HCl}$  1,0 mol L<sup>-1</sup>. Testemunha - sem aplicação de  $\text{P}_2\text{O}_5$ ; SFT - Dose recomendada de  $\text{P}_2\text{O}_5$  na forma de SFT com reaplicação anual; FNA - Dose recomendada de  $\text{P}_2\text{O}_5$  na forma de FN de Arad com reaplicação anual com SFT.

Nas Tabelas 10 e 11 são apresentadas os somatórios das frações de fósforo inorgânico e fósforo orgânico, fósforo residual e fósforo total do solo. O somatório dos teores das frações de P inorgânicos total (extraídos pela RTA,  $\text{NaHCO}_3$ ,  $\text{HCl}$ ,  $\text{NaOH}$  0,1 e 0,5 mol  $\text{L}^{-1}$ ) nas áreas de resteva de milho e soja (Tabelas 10 e 11), diminuíram após o cultivo do arroz, quando utilizado o SFT, na profundidade de 0-2,5 cm, em ambas as restevas. Apenas na resteva da soja, na profundidade de 2,5 - 5,0 cm, houve efeito do alagamento significativo com o uso do SFT. Já o somatório dos teores de fósforo orgânico ( $\text{NaHCO}_3$ ,  $\text{NaOH}$  0,1 e 0,5 mol  $\text{L}^{-1}$ ) aumentou após a drenagem apenas na resteva do milho na profundidade de 0-2,5 cm, no tratamento com SFT.

Verma et al. (2005) relataram que, quando as amostras de um solo cultivado com milho-trigo durante 29 anos foram fertilizados anualmente com P e N, o conteúdo de P total aumentou em comparação com o solo original. Isto mostra que as mudanças de P total requerem longos períodos sob cultivo e, portanto, um período de 8 anos, não foi suficiente para detectar significativas diferenças nesta variável. Não houve diferenças significativas devido à adubação também em relação às formas orgânicas, sendo estas formas dominantes em relação ao P total. Este resultado está ligado ao alto teor de matéria orgânica nos solos da região.

Houve um pequeno incremento da fração residual com a adubação em relação à testemunha na resteva do milho e da soja na profundidade de 0-2,5cm (Tabelas 10 e 11), mas não houve influencia desta fração com o alagamento para ambas as profundidades independentemente da resteva. O P residual representa a fração mais estável de P no solo. Nesta fração estão incluídas formas inorgânicas e orgânicas insolúveis e P presente nas substâncias húmicas que geralmente não participam ativamente na disponibilidade de fósforo às plantas.

Gonçalves et al. (2007) observaram nos solos analisados, Planossolo, Luvisolo, Vertissolo e Chernossolo, independente ou não da utilização do SFT que a fração de P-residual apresentou a maior quantidade de P extraído. Segundo Novais e Smith (1999), a adição de fertilizante fosfatado, proporciona a distribuição e o acúmulo de fósforo nas frações inorgânicas lábeis. Com o tempo, ocorre o processo de envelhecimento do fósforo, pois os mesmos passam para a forma de menor labilidade devido ao aumento da energia de adsorção do fósforo.

Tabela 10 - Fósforo inorgânico (Pi), fósforo orgânico (Po), fósforo residual (P res) e fósforo total (P total) ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de amostras de um Planossolo coletadas antes e após o cultivo de arroz irrigado em duas profundidades e em função de fontes de adubação fosfatada (Superfosfato Triplo - SFT e Fosfato Natural reativo de Arad – FNA, com reaplicação do adubo fosfatado na forma de SFT), na resteva de milho no sistema plantio direto.

Fonte	Profundidade (cm)			
	0 - 2,5		2,5 - 5,0	
	Antes	Após	Antes	Após
----- Pi total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	61,2Ca	45,1Ba	53,0Ba	42,8Ba
SFT	173,2Aa	102,8Ab	95,2Aa	79,6Aa
FNA	148,3Ba	116,8Aa	96,5Aa	87,8Aa
----- Po total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	72,2Aa	75,9Ba	73,0Aa	69,0Aa
SFT	87,1Ab	131,7Aa	76,8Aa	95,7Aa
FNA	97,7Aa	127,3Aa	77,9Aa	97,6Aa
----- P res ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	51,7Ba	52,7Aa	52,9Aa	53,2Aa
SFT	68,4Aa	64,7Aa	59,1Aa	60,4Aa
FNA	63,8ABa	63,6Aa	58,4Aa	58,9Aa
----- P total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	185,0Ba	173,7Ba	178,9Ba	165,0Ba
SFT	328,7Aa	299,2Aa	231,1Aa	235,7Aa
FNA	309,7Aa	307,7Aa	232,8Aa	244,2Aa

Médias seguidas de letras maiúsculas distintas na coluna e minúsculas na linha dentro de cada profundidade e fração de P diferem estatisticamente pelo teste Tukey 5 % de probabilidade. P-RTA: fósforo extraído com a resina de troca aniônica; Pi-bic: fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaHCO}_3$ ; Pi-hid 0,1  $\text{mol L}^{-1}$ : fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaOH}$  0,1  $\text{mol L}^{-1}$ ; Pi-hid 0,5  $\text{mol L}^{-1}$ : fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaOH}$  0,5  $\text{mol L}^{-1}$ ; P-HCl: fósforo extraído com  $\text{HCl}$  1,0  $\text{mol L}^{-1}$ . Testemunha - sem aplicação de  $\text{P}_2\text{O}_5$ ; SFT - Dose recomendada de  $\text{P}_2\text{O}_5$  na forma de SFT com reaplicação anual; FNA - Dose recomendada de  $\text{P}_2\text{O}_5$  na forma de FN de Arad com reaplicação anual com SFT.

Tabela 11 - Fósforo inorgânico (Pi), fósforo orgânico (Po), fósforo residual (P res) e fósforo total (P total) ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de amostras de um Planossolo coletadas antes e após o cultivo de arroz irrigado em duas profundidades e em função de fontes de adubação fosfata (Superfosfato Triplo - SFT e Fosfato Natural reativo de Arad – FNA, com reaplicação do adubo fosfatado na forma de SFT), na resteva de soja no sistema plantio direto.

Fonte	Profundidade (cm)			
	0 - 2,5		2,5 - 5,0	
	Antes	Após	Antes	Após
----- Pi total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	72,5Ca	49,7Cb	62,2Ba	46,1Ba
SFT	157,9Aa	93,1Bb	105,9Aa	76,5Ab
FNA	131,0Ba	116,3Aa	95,8Aa	88,5Aa
----- Po total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	80,2Ba	80,9Ba	68,7Aa	69,3Aa
SFT	114,0Aa	128,4Aa	85,4Aa	89,6Aa
FNA	108,5Aa	131,2Aa	83,7Aa	93,6Aa
----- P res ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	53,7Ba	58,4Aa	55,1Ba	52,9Ba
SFT	68,3Aa	68,7Aa	62,5Aa	63,5Aa
FNA	66,0Aa	66,5Aa	58,2ABa	57,1ABa
----- P total ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) -----				
Testemunha	206,4Ca	189,0Ca	186,0Ba	168,3Ba
SFT	340,2Aa	290,2Bb	253,8Aa	229,6Aa
FNA	305,5Ba	314,0Aa	237,6Aa	239,2Aa

Médias seguidas de letras maiúsculas distintas na coluna e minúsculas na linha dentro de cada profundidade e fração de P diferem estatisticamente pelo teste Tukey 5 % probabilidade. P-RTA: fósforo extraído com a resina de troca aniônica; Pi-bic: fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaHCO}_3$ ; Pi-hid 0,1  $\text{mol L}^{-1}$ : fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaOH}$  0,1  $\text{mol L}^{-1}$ ; Pi-hid 0,5  $\text{mol L}^{-1}$ : fósforo inorgânico extraído com  $\text{NaOH}$  0,5  $\text{mol L}^{-1}$ ; P-HCl: fósforo extraído com  $\text{HCl}$  1,0  $\text{mol L}^{-1}$ . Testemunha - sem aplicação de  $\text{P}_2\text{O}_5$ ; SFT - Dose recomendada de  $\text{P}_2\text{O}_5$  na forma de SFT com reaplicação anual; FNA - Dose recomendada de  $\text{P}_2\text{O}_5$  na forma de FN de Arad com reaplicação anual com SFT

Os teores de fósforo total no solo representam todas as formas de P, incluindo P estrutural e P ocluso em minerais do solo e deve estar relacionado a fatores como material de origem e ao grau de desenvolvimento destes solos (Fassbender, 1980). Após o alagamento, o P total diminui utilizando o SFT na profundidade de 0-2,5cm apenas na resteva da soja (Tabela 11).

Ranno (2004) utilizando o fracionamento de Chang e Jackson (1957), em solos utilizando a cultura do arroz irrigado, observou diminuição do teor de fósforo ocluso obtido após o alagamento do solo, indicando que alguma fração desta forma de fósforo foi dissolvida e absorvida pelas plantas durante o alagamento do solo.

Como a forma orgânica comumente representa uma fração apreciável do P-total encontrado no solo acredita-se na possibilidade de as plantas o aproveitarem como fonte de nutrientes. Entretanto resultados de pesquisas realizadas para verificar a contribuição do P orgânico à nutrição das plantas não tem permitido a formulação consistentes acerca da sua importância. Em alguns trabalhos, onde foi estudada a relação entre o P adsorvido por plantas e o P orgânico total, ou entre frações lábeis do P orgânico do solo, os resultados apontaram para a existência da contribuição significativas desses componentes, especialmente em solos alcalinos (van Diest e Black, 1959). Entretanto, em solos ácidos, os mesmos autores não observaram influencia do P orgânico na quantidade de nutriente absorvido pelas plantas.

Guerra et al. (1996) relataram que, em solos do Brasil Central, o fósforo orgânico total (Pot) representou valores de 13 a 47% do fósforo total (Pt), sendo crescente com o grau de intemperismo dos solos.

Em relação ao rendimento de grãos de arroz nas áreas de resteva de milho e soja, Fortes (2009) verificou que não foi afetado por nenhum dos tratamentos utilizados, indicando que a quantidade de P disponibilizada pelo solo foi suficiente para o arroz atingir os rendimentos obtidos.

### 3.4 Conclusões

- O cultivo de arroz irrigado por alagamento propicia a diminuição das formas inorgânicas lábeis de P no solo (RTA e bic  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ), na camada de 0-2,5 cm em ambas as restevas, utilizando o SFT.
- A forma de P mais afetada pelo alagamento foi aquela protegida no interior dos microagregados (Pi hid  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ) em ambas as restevas e profundidades.
- O P orgânico teve maior participação no P total utilizando o SFT e o FN, em ambas as restevas e profundidades, após o alagamento, seguido do P-inorgânico e por último, do P-residual.



## **4 Capítulo 2 – Efeito do alagamento de dois solos de várzea sobre a capacidade máxima de adsorção de fósforo**

### **Resumo**

Os solos de várzea, sazonalmente alagados para o cultivo do arroz, apresentam alternância nas condições de oxidação e redução, a qual determina modificações intensas na fase sólida mineral do solo e na dinâmica de elementos altamente reativos, como o P. Assim, formas de óxidos e hidróxidos de Fe de baixa cristalinidade tornam-se predominantes com o passar do tempo e poderão ser os componentes mais importantes na adsorção de P durante o período em que o solo permanece drenado; além disso, elas controlariam a liberação de P provocada pelo posterior alagamento para cultivo do arroz. O objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito do alagamento na capacidade máxima de adsorção de fósforo- CMAP de dois solos de várzea durante um período de 184 dias após a drenagem do solo. Para isso, foram coletas amostras, na camada de 20 cm, nos municípios de Pelotas e Alegrete classificados de acordo com Embrapa (2006) respectivamente como: Planossolo Háplico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico, com diferente capacidade máxima de adsorção de fósforo – CMAP (baixa e alta respectivamente). A determinação da CMAP foi feita por meio do ajuste de isotermas de adsorção, em que subamostras foram colocadas em contato com concentrações crescentes de P (1, 2, 4, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 100 e 125 mg kg<sup>-1</sup> de P no solo) durante 16 h. Após esse período, determinou-se o P em equilíbrio na solução, sendo a equação de Langmuir ajustada aos dados. A CMAP aumenta em solos alagados imediatamente após a drenagem, sendo que este efeito perdura por pelo menos 96 dias após a drenagem.

## 4.1 Introdução

Os solos de várzea apresentam como principal característica uma drenagem natural deficiente, ocasionada pelo relevo predominantemente plano, frequentemente associado a uma camada subsuperficial impermeável e uma camada superficial rasa, com fertilidade natural média a baixa (Pinto et al., 1999). Essas características dificultam sua utilização com agricultura diversificada e favorecem o desenvolvimento da cultura do arroz irrigado por alagamento, graças à sua adaptação a essas condições do ambiente.

O azevém é uma das pastagens que vem sendo muito utilizada como cobertura do solo no inverno, em sucessão com as culturas de verão nas áreas de várzea no RS. Após a colheita do arroz, a gramínea vem ocupando as áreas, integrando o processo de rotação do cereal com as pecuárias de corte ou leiteira, sistemas amplamente utilizados nas áreas de várzea do RS (Lupatini, 1998). As exigências de adubo fosfatado desta pastagem são maiores do que aquelas do arroz, sendo que o efeito residual de uma adubação fosfatada realizada no arroz não seria suficiente para o azevém devido ao processo de reoxidação do ferro após a drenagem, ocorrendo uma forte adsorção do fósforo.

Quando um solo é alagado, praticamente todo o oxigênio remanescente é consumido pelos microorganismos aeróbios presentes. Assim, os teores deste elemento baixam rapidamente criando um ambiente anaeróbio onde proliferam os microorganismos anaeróbios facultativos e obrigatórios. Esses microorganismos, com o objetivo de obterem energia, realizam a decomposição da matéria orgânica disponível e utilizam compostos oxidados presentes no solo, principalmente nitrato, óxidos de manganês, óxidos de ferro e sulfato, como aceptores dos elétrons liberados na oxidação do carbono orgânico durante o processo de respiração (PONNAMPERUMA, 1977).

Em função do processo de redução, ocorre uma série de alterações químicas e eletroquímicas no solo, como aumento do pH em solos ácidos, diminuição do potencial redox (Eh), aumento da condutividade elétrica da solução, aumento das concentrações de cátions (ferro, manganês, potássio, cálcio e magnésio) na solução e alterações na disponibilidade de nutrientes (CAMARGO et al., 1999).

No solo, o fósforo não está diretamente envolvido nas reações de oxidação e redução. Todavia, os compostos P-Fe nos solos de várzea cultivados com arroz irrigado apresentam a maior contribuição para o P disponível às plantas, antes e após o alagamento (Ranno, 2004 e Ranno et al., 2007). Isso ocorre, pois o  $\text{Fe}^{+3}$ , especialmente dos óxidos, é utilizado como aceptor de elétrons na decomposição anaeróbia, provocando a solubilização do P adsorvido e com isso, ocorre um aumento no fósforo lábil ou fator quantidade.

Simultaneamente à redução dos óxidos de ferro, que ocasiona o aumento do teor de fósforo na solução do solo, ocorre o acúmulo de  $\text{Fe}^{+2}$ . Em consequência pode ocorrer à precipitação de fosfatos ferrosos, porque a solubilidade destes compostos diminui com o aumento do pH. Além disso, ocorre a precipitação de óxidos de ferro, os quais promovem a adsorção de fósforo. Reações deste tipo podem explicar a diminuição dos teores de fósforo na solução do solo após um longo período de alagamento (GOTOH, 1973).

Uma das maneiras de estudar o fenômeno de adsorção é a partir do uso de isotermas, as quais descrevem quantitativamente a adsorção de solutos à superfície de sólidos, sob condições constantes de temperatura e pressão, mostrando a quantidade de adsorvato sorvido em função de uma concentração de equilíbrio (Bohn et al., 1985). Entre os modelos mais utilizados para se descrever a adsorção dos elementos, tem-se o de Langmuir (Sposito, 1989), que permite a estimativa de um parâmetro quantitativo, a capacidade máxima de adsorção de fosfato pelo solo (SOARES et al., 2006).

A redução biológica do ferro durante o período de inundação, seguida por sua reoxidação durante o período de secagem, resulta no aumento da reatividade da fração de óxidos do solo, levando ao aumento da capacidade de adsorção de fósforo (ALVA et al., 1980).

#### **4.1.1 Hipótese**

A drenagem do solo após um período de alagamento promove um aumento na Capacidade Máxima de Adsorção de Fósforo-CMAP, tanto para solos com baixa e alta CMAP.

#### **4.1.2 Objetivo**

Avaliar o efeito da drenagem do solo, após um período de alagamento, na Capacidade Máxima de Adsorção de Fósforo-CMAP em dois solos de várzea com diferentes CMAP.

## 4.2 Material e Métodos

O experimento foi conduzido na casa de vegetação do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia, Eliseu Maciel (FAEM), da Universidade Federal de Pelotas (UFPel), estado do Rio Grande do Sul. Os tratamentos compreenderam de dois solos coletados nos municípios de Pelotas e Alegrete classificados de acordo com Embrapa (2006) respectivamente como: Planossolo Háptico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico, com diferente capacidade máxima de adsorção de fósforo – CMAP, baixa e alta respectivamente (Tabela 12), classificadas de acordo com Silva (1996), sendo estes conduzidos de forma alagada e não-alagada, estruturados em um fatorial 2x2. As unidades experimentais foram dispostas em um delineamento completamente casualizado, com quatro repetições, totalizando 16 unidades experimentais. Estas foram compostas por amostras de 2 kg de solo seco acondicionadas em vasos plásticos.



Figura 4- Distribuição dos baldes na casa de vegetação.

### 4.2.1 Coleta e preparo dos solos

As amostras de solo foram coletadas na camada superficial (0-20 cm), destorroadas e passadas em peneira com abertura de malha de 2 mm onde foram dispostos em vasos plásticos de 2 dm<sup>3</sup>. Na implantação do experimento foi coletada uma sub-amostra de cada unidade experimental para análises químicas. As análises químicas de pH, Matéria Orgânica (MO), Fósforo (P), Potássio (K), Manganês (Mn), Sódio (Na), Ferro (Fe), Alumínio (Al), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) foram realizadas

seguindo metodologia descrita por Tedesco et al. (1995), CMAP segundo Braga (1980) e argila segundo método de Bouyoucos (Embrapa, 1997) (Tabela 12).

Ao colocar as amostras de solo nos vasos destinados aos tratamentos alagados, foram acomodados os dispositivos de coleta da solução do solo (Sousa et al., 2002) na profundidade de 7cm da superfície do solo. Esses dispositivos consistem de tubos de polietileno com duas fileiras de orifícios recobertos com tela de nylon, construído na forma de espiral acoplado a um sifão de vidro projetado para fora do vaso. Isso permite a retirada da solução do solo sem utilizar sucção forte, evitando dessa maneira o entupimento da tela de nylon ou o arrastamento de partículas de solo junto com a solução.

Nos tratamentos não alagados foi adicionada água destilada em cada unidade experimental a fim de chegar a 16% de umidade gravimétrica, logo após os vasos foram cobertos com um plástico transparente afim de que fosse mantida essa umidade ao longo do experimento. Foram realizadas pesagens dos baldes semanalmente para garantir esta umidade. Nos tratamentos alagados foi aplicada e mantida uma lâmina de água, através de irrigações diárias com água destilada.

Tabela 12 - Resultados da análise do solo, na camada de 0-20 cm de profundidade.

Atributo	Solo	
	Planossolo Háptico	Chernossolo Ebânico
pH água	5,3	5,1
M.O %	1,2	1,6
Argila %	15,3	28,7
P-Melich 1 (mg dm <sup>-3</sup> )	9,4	3,9
K (mg dm <sup>-3</sup> )	31	61
Mn (mg dm <sup>-3</sup> )	5	92
Na (mg dm <sup>-3</sup> )	37	34
Feo <sup>(1)</sup> (g dm <sup>-3</sup> )	1,1	4,4
Fedit <sup>(2)</sup> (g dm <sup>-3</sup> )	3,1	17,9
Mno <sup>(3)</sup> (g dm <sup>-3</sup> )	0,04	2,78
Al (cmolc dm <sup>-3</sup> )	1,9	2,6
Ca (cmolc dm <sup>-3</sup> )	2,4	12,2
Mg (cmolc dm <sup>-3</sup> )	0,5	1,5
CTC <sub>efetiva</sub> (cmolc dm <sup>-3</sup> )	4,9	6,5
CMAP (mg kg <sup>-1</sup> )	243	769

(1),(3) Fe<sub>o</sub> e Mn<sub>o</sub> extraído por oxalato de amônio a pH 3,0; (2) Fe extraído com ditionito-citrato- bicarbonato.

#### 4.2.2 Análises da solução do solo

As coletas de solução do solo foram realizadas uma vez por semana durante as nove semanas em que o solo manteve-se alagado. As análises de pH e Eh da solução do solo foram feitas com eletrodo combinado específico, ligado a um potenciômetro e previamente instalado em uma célula eletrométrica, construída em vidro (Figura 5), semelhante à utilizada por Sousa et al. (2002). Como a célula permaneceu cheia de solução durante as leituras, foi possível minimizar o contato desta com o oxigênio molecular, diminuindo os riscos de alteração das suas características eletroquímicas. Após as determinações do pH e Eh, as amostras foram filtradas em filtro milipore de  $0,45\mu\text{m}$ , transferindo-se aproximadamente 30 mL de solução para frascos de vidro, contendo 1 mL de HCl  $3\text{ mol L}^{-1}$ , para que a concentração final de HCl da amostra ficasse em torno de  $0,1\text{ mol L}^{-1}$ , possibilitando, desta maneira, a análise da composição química das amostras em laboratório. Nestas amostras acidificadas foram avaliados os teores de Fe, Mn e P, segundo métodos descritos em Sousa (2002).



Figura 5- Eletrodos específicos, combinados, ligados a um potenciômetro e previamente instalados em uma “célula eletrométrica”.

### 4.2.3 Análises laboratoriais

Após a drenagem do solo foram feitas coletas de solo em cada unidade experimental para determinação da capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP), sendo a primeira na ocasião da drenagem e outras quatro coletas aos 36, 66, 96 e 184 dias após a drenagem.

A determinação da CMAP foi realizada de acordo com Braga (1980) onde para avaliar a adsorção de fósforo, amostras de cada solo são colocadas em contato com soluções de  $\text{CaCl}_2$   $0,01 \text{ mol L}^{-1}$  com níveis crescentes de fósforo (1, 2, 4, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 100 e  $125 \text{ mg kg}^{-1}$  de P no solo). Após 16 horas de contato, é determinado o fósforo remanescente na solução. A diferença entre os teores iniciais e os remanescentes na solução após as 16 horas de contato é atribuída à adsorção pela fase sólida do solo.

Os dados de P adsorvido e P solução foi relacionados segundo a equação de Langmuir (1): (SPOSITO, 1994).

$$P_{\text{adsorvido}} = \frac{K.b.P_{\text{solução}}}{1 + K.P_{\text{solução}}} \quad \text{Eq: 1}$$

Onde:

b- é a capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP)

K- é uma constante relacionada à energia de adsorção de fósforo pelo solo

Para determinar os parâmetros b e K foi usada a forma linearizada da equação anterior, originando a equação: (Novais; Smyth, 1999)

$$\frac{P_{\text{solução}}}{P_{\text{adsorvido}}} = \frac{1}{K.b} + \frac{1}{b} P_{\text{solução}} \quad \text{Eq: 2}$$



Através da análise de regressão linear entre  $\frac{P_{solução}}{P_{adsorvido}}$  e  $P_{solução}$ , os coeficientes da reta  $\frac{P_{solução}}{P_{adsorvido}} = B_0 + B_1 P_{solução}$ , relacionam-se com os parâmetros  $b$  e  $K$  da seguinte forma:  $b = \frac{1}{B_1}$  e  $K = \frac{B_1}{B_0}$

Os efeitos dos fatores foram avaliados por estratégia de análises de medidas repetidas usando o modelo linear misto, uma vez que o conjunto de dados possui algumas observações em falta e as diferentes observações no tempo foram retiradas da mesma unidade experimental. A matriz de covariância não estruturada e o delineamento Intra e Entre indivíduos foram adotados. Para descobrir o tempo em que as diferenças entre condições de alagamento e não alagado tornaram-se não significativos, contrastes ortogonais foram aplicados a níveis de fator de alagamento em cada tempo, fixando os níveis do fator solo. Além disso, as diferenças entre as tendências da CMAP dos solos alagados, após a drenagem, foram avaliadas graficamente. As funções exponenciais 3 e 4 foram ajustadas para o Planossolo e o Chernossolo, respectivamente, pelo método iterativo de Gauss-Newton.

$$CMAP = [(CMAP_o - CMAP_f) * e^{-a*t}] + CMAP_f \quad \text{Eq: 3}$$

$$CMAP = CMAP_o - e^{a*t} \quad \text{Eq: 4}$$

Onde:

CMAP - é a Capacidade Máxima de Adsorção de Fósforo

CMAP<sub>o</sub> - é o valor inicial da CMAP, correspondente à assíntota horizontal superior na equação 3 e 4;

CMAP<sub>f</sub> - é o valor final da CMAP, correspondente à assíntota horizontal inferior na equação 3;

$a$  - é o parâmetro da função empírica.

As meias-vidas das exponenciais ajustadas foram calculadas e utilizadas para avaliar as diferenças nos padrões da CMAP de cada solo. Todos os

procedimentos estatísticos foram realizados com auxílio do software R (R Core Team, 2012).

### **4.3 Resultados e Discussão**

#### **4.3.1 Solução do solo**

Na Figura 6 está apresentada a evolução do Eh com o alagamento. Observa-se que houve uma diminuição acentuada do Eh, para os dois solos, logo nos primeiros dias devido ao metabolismo dos microrganismos anaeróbios, sendo que para o Planossolo, a estabilização nos valores de Eh ocorreu aproximadamente aos 8 dias, enquanto que para o Chernossolo a estabilização deu-se aos 29 dias de alagamento com os menores valores de Eh. Quanto mais baixo for o Eh, maior será a concentração de substâncias reduzidas, isto é, maior será o estado de redução do solo (PATRICK e REDDY, 1978)

O Eh constitui uma medida de intensidade, expressando essencialmente a disponibilidade, em vez da quantidade de elétrons efetivamente envolvidos nos sistemas redox. O Eh representa o parâmetro físico-químico mais importante na caracterização do grau de oxidação ou redução de um solo submerso (OLIVEIRA et al., 1993).

Segundo Ponnamperuma (1972), o potencial de oxirredução é o principal fator diferenciador entre solos inundados e bem drenados, sendo que o baixo potencial de oxirredução dos solos inundados indica seu estado de redução, enquanto o alto potencial dos solos bem drenados reflete o seu estado de oxidação.

Os valores de pH na solução aumentaram nas primeiras semanas de alagamento até os 23 dias (Figura 7), estabilizando-se a seguir em valores próximos a 6,6 no Planossolo e 6,3 no Chernossolo.

O aumento do pH na solução do solo ocorre pela presença de microrganismos anaeróbios que, durante o processo respiratório, utilizam como aceptores finais de elétrons compostos oxidados, como óxidos de Fe, Mn, nitrato e sulfato (Moreira e Siqueira, 2006; Sousa et al., 2012); essas reações consomem grande quantidade de  $H^+$ , diminuindo consequentemente o número de prótons de H na solução do solo e promovendo a elevação do pH (Bartlett e James, 1993).

Segundo Ponnampерuma (1972) em solos alagados, o pH tende a neutralidade após as primeiras semanas de alagamento.

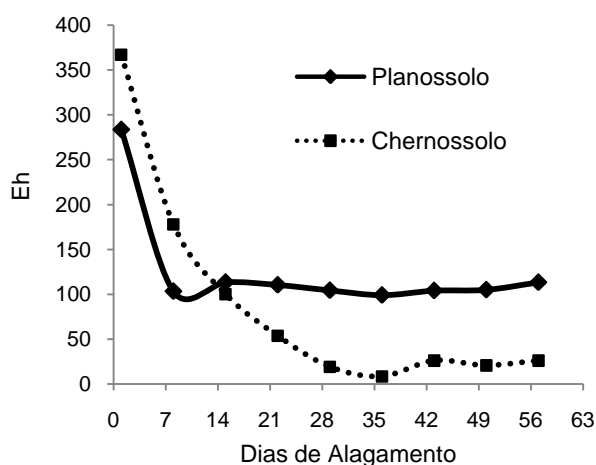


Figura 6 - Evolução do Eh na solução do solo para os dois solos estudados: Planossolo Háplico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico.

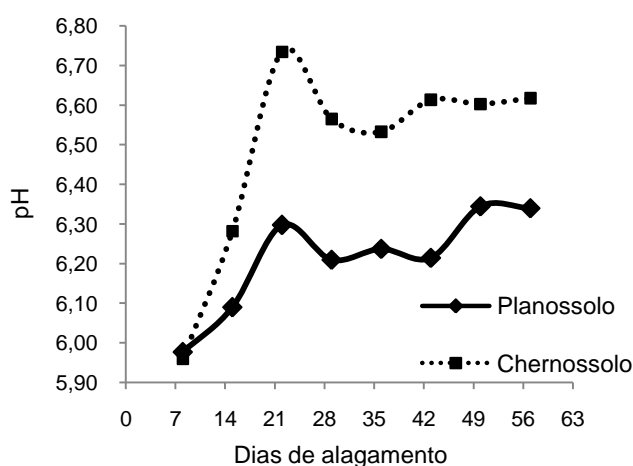


Figura 7- Evolução do pH na solução do solo para os dois solos estudados: Planossolo Háplico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico.

O teor de ferro na solução (Figura 8), para os dois solos, apresentou comportamento característico observado em solos alagados, aumentando os valores logo nas primeiras semanas de alagamento, devido ao processo de redução dos óxidos férricos ( $\text{Fe}^{3+}$ ) a óxidos ferrosos ( $\text{Fe}^{2+}$ ), com consequente aumento da solubilidade do ferro.

Observa-se que o pico da concentração de Ferro no Planossolo ocorreu aos 15 dias de alagamento com  $150 \text{ mg L}^{-1}$ . No Chernossolo, o pico de liberação do ferro para a solução do solo ocorreu com um período maior de alagamento, atingindo concentração de  $93 \text{ mg L}^{-1}$  aos 30 dias. Este comportamento pode estar associado à presença de outros compostos passíveis de serem reduzidos pelos microrganismos anaeróbios na sequencia preferencial de oxirredução, como o nitrato e os óxidos de manganês (Sousa et al., 2012), em função da afinidade dos compostos em receber elétrons, retardando o processo de liberação de ferro para a solução do solo. O Chernossolo apresentou os maiores teores de  $\text{Mn}_0$  (extraído com oxalato de amônio a pH 3,0), em relação ao Planossolo (Tabela 12).

Além disso, deve-se considerar que após a redução do ferro, o  $\text{Fe}^{+2}$  passa a compor os cátions trocáveis do solo, e que o  $\text{Fe}^{+2}$  na solução apresenta apenas uma parte do ferro que foi reduzido. Assim, a quantidade de  $\text{Fe}^{+2}$  presente no Chernossolo deve ser maior que a observada no Planossolo, pois naquele solo a CTC é superior (Tabela 12).

A posterior diminuição da concentração de Fe na solução de ambos os solos ocorreu em função do equilíbrio entre as formas de ferro juntamente com a estabilização dos valores de Eh (Figura 6) e aumento do pH (Figura 7), que diminui a solubilidade dos compostos de ferro durante o curso da redução.

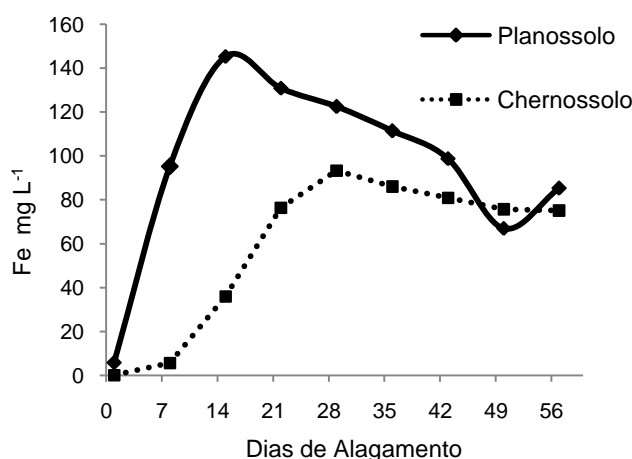


Figura 8- Concentração de Fe na solução do solo para os dois solos estudados: Planossolo Háplico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico.

Os teores de Mn na solução dos solos são apresentados na Figura 9. No Chernossolo os teores de Mn foram muito superiores aos observados no Planossolo, atingindo valores de  $111 \text{ mg L}^{-1}$ , entre 23 e 29 dias de alagamento, enquanto que no Planossolo os teores de Mn mantiveram-se baixo durante todo período de alagamento, sendo que o máximo de Mn encontrado na solução foi de  $4,67 \text{ mg L}^{-1}$  aos 15 dias de alagamento. Os maiores teores de Mn observados na solução do Chernossolo estão relacionados aos maiores teores de  $\text{Mn}_0$  ( $2,78 \text{ g L}^{-1}$ , Tabela 12), pois esta fração representa os óxidos de manganês de menor grau cristalinidade que são preferencialmente reduzidos durante o alagamento solo.

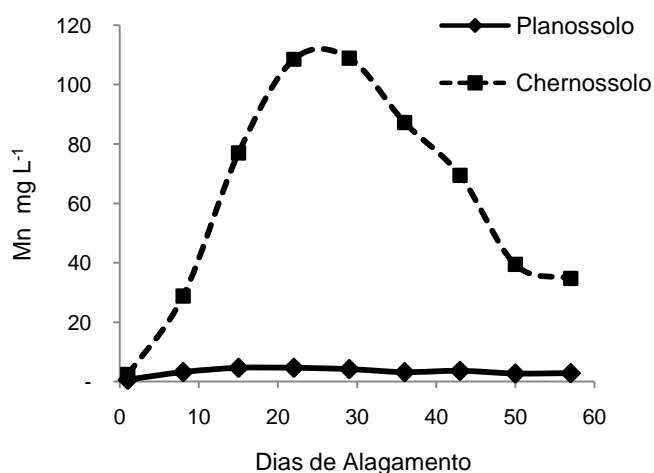


Figura 9- Concentração de Mn na solução do solo para os dois solos estudados: Planossolo Háplico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico.

Os teores de P na solução do Chernossolo (Figura 10) não apresentaram comportamento definido, variando entre valores baixos, que não ultrapassaram  $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ . O Planossolo apresentou altos teores de P na primeira semana de alagamento, com valores de  $0,74 \text{ mg L}^{-1}$ , que decresceram na segunda semana até  $0,32 \text{ mg L}^{-1}$ , permanecendo alto até o final do período de alagamento entre valores de  $0,28$  e  $0,41 \text{ mg L}^{-1}$ .

Gonçalves (2007) trabalhando com solos de diferentes mineralogias também encontrou os maiores teores de P na solução para a classe do Planossolo e baixos teores para o Chernossolo.

Os teores de P na solução de solos alagados são resultado de dois processos: a redução dos óxidos de  $\text{Fe}^{+3}$  com liberação do P associado a ele e a

readsorção do P após sua liberação para a solução do solo. O Chernossolo apesar de apresentar os maiores teores de  $Fe_o$ , o que deve contribuir para maior redução do Fe e maior liberação de P, este possui maior CMAP, o que faz com que o P seja readsorvido em maior quantidade do que no Planossolo, diminuindo os teores de P na solução do solo.

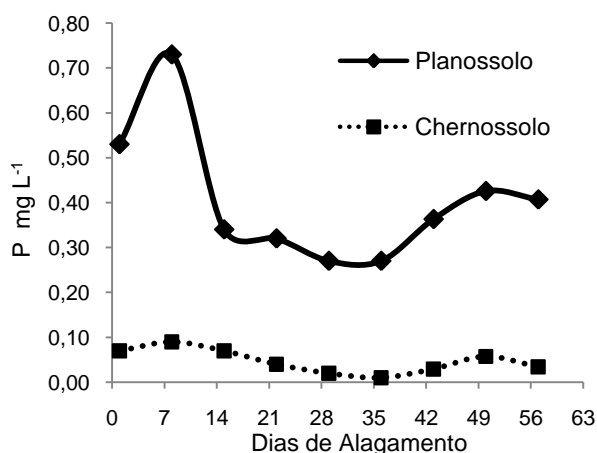


Figura 10- Concentração de P na solução do solo para os dois solos estudados: Planossolo Háplico eutrófico solódico e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico.

Segundo Novais e Smyth (1999), quanto maior a capacidade de adsorção de fósforo pelo solo, menores os teores do elemento na solução do solo. Isso ocorre, porque a capacidade de adsorção de fósforo está diretamente relacionada com os teores de argila e ferro presentes no solo, pois estes elementos são responsáveis pela adsorção da maior parte de fósforo na fase sólida do solo, ou seja, quanto maiores às quantidades desses elementos no solo maior é a capacidade de adsorção de fósforo e, em consequência, menor é a concentração do fósforo na solução. Estando de acordo com os dados encontrados para o Chernossolo com maiores teores de  $Fe_o$ , maior CMAP (Tabela 12) e consequentemente menor teor de P em solução (Figura 10).

Silva (1996) observou que, em solos com baixa capacidade de adsorção de P, a concentração do elemento na solução do solo após o alagamento foi, em média, 44 vezes maior que a concentração antes do alagamento, enquanto em solos com alta capacidade de adsorção o aumento médio foi de apenas 3,5 vezes. Solos com capacidade de adsorção intermediária apresentaram aumento de 15,5 vezes nos teores de P na solução do solo após o alagamento.

Segundo Fox e Kamprath (1970), a adsorção de P no solo é mais intensa nos solos que contem maior quantidade de minerais mal cristalizados do que naqueles com maior quantidade de minerais cristalinos. Essas ligações geralmente formam compostos estáveis de alta energia de ligação e baixa solubilidade. De maneira geral, quanto mais argiloso e intemperizado o solo, menores os valores observados de P em solução e maior a capacidade máxima de adsorção; consequentemente, menor a disponibilidade de P às plantas (SOUSA et al. 2012).

O aumento da solubilidade do fósforo decorrente do alagamento determina uma maior eficiência da utilização deste elemento, minimizando a dependência de fertilizantes fosfatados (Grande et al., 1986). Esta situação se reverte completamente com a drenagem posterior do solo, causando sérios problemas nutricionais para as culturas subsequentes (BRANDON e MIKKELSEN, 1979).

Maior fator capacidade de fósforo (FCP) permite menores variações dos níveis de P na solução do solo, devido à alta velocidade de reposição do P, já o menor FCP representa menor velocidade desse suprimento. Portanto os solos que apresentam menores CMAP também apresentam menores FCP, permitindo que maior percentual do teor de P-sorvido possa ser liberado na dessorção, disponibilizando praticamente todo o mineral P do solo. Na presença de maiores CMAP ocorrerá o suprimento do P por maior período, pois o P solução é suprido pelo P-sorvido e este só será nulo quando o P-sorvido (fator quantidade) também for nulo (NOVAIS et al. 2007).

#### **4.3.2 Capacidade máxima de adsorção de fósforo**

A figura 11 apresenta as variações médias da CMAP para o Planossolo com baixa CMAP e o Chenossolo com alta CMAP, nas condições de alagado e não alagado no momento da drenagem e aos 36, 66, 96 e 184 dias após a drenagem. A variação da capacidade máxima de adsorção de fósforo entre os solos é devida às diferenças nos materiais de origem e à ação dos agentes de intemperismo, ao longo do tempo, que originaram solos com características físicas e químicas distintas e com colóides que interagem diferentemente com o fósforo. Os principais colóides da fase sólida do solo responsáveis pela adsorção do fósforo são os óxidos de ferro e alumínio e os minerais de argila do tipo 1:1 (PARFITT et al., 1978).

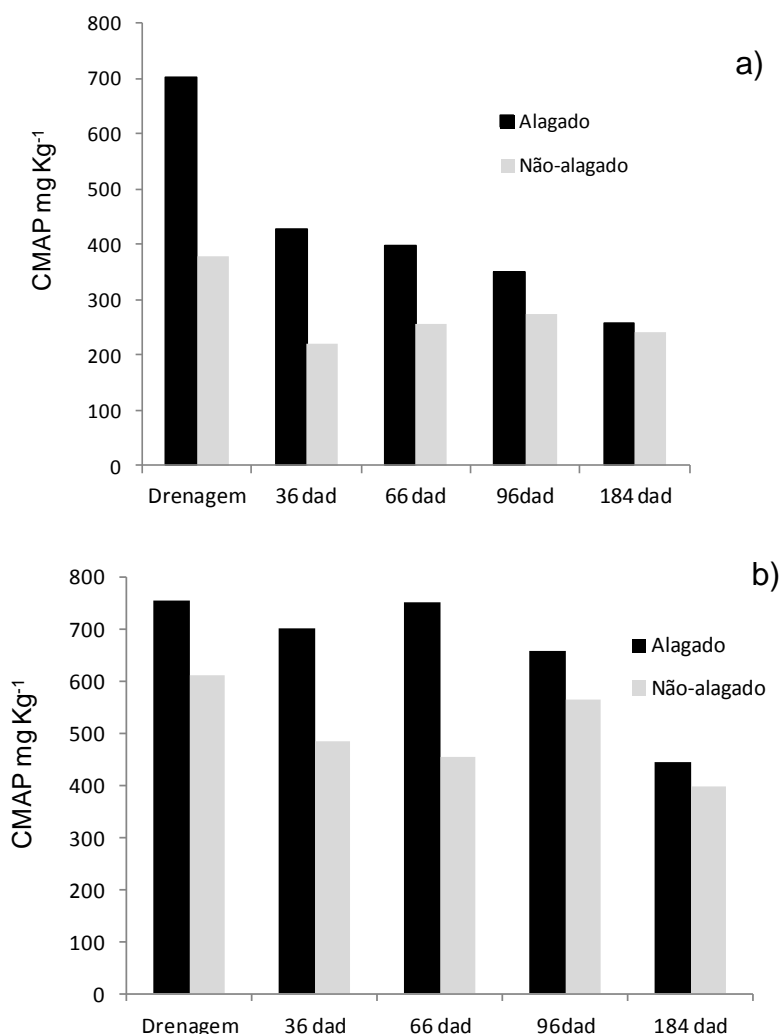


Figura 11- Variações na CMAP para o Planossolo Háplico eutrófico solódico (a) e Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico (b) nas condições de alagado e não-alagado no momento da drenagem, aos 36, 66, 96 e 184 dias após a drenagem.

Nos Apêndices (1 a 20) são apresentadas as relações entre o  $P_{\text{adsorvido}}$  e  $P_{\text{solução}}$ , na drenagem, aos 34, 66, 96 e 184 dias após a drenagem, onde se observa que praticamente todas as isotermas de adsorção de fósforo assumiram a forma L (Sparks, 1995) para as quatro repetições nas condições alagado e não-alagado (a, b, c e d), com afinidade inicial alta e, conforme aumenta a cobertura da superfície, diminuem a afinidade e a declividade (Sposito, 1994), e a distribuição dos pontos  $P_{\text{solução}}/P_{\text{adsorvido}} \times P_{\text{solução}}$  da forma linearizada da equação de Langmuir para as



quatro repetições nas condições alagado e não-alagado (e, f, g e h) para o Planossolo Hálico e o Chernossolo Ebânico.

Guilherme et al. (2000) trabalhando com onze solos de várzea, sujeitos a inundação e drenagem alteradas, procedentes de diversas regiões do estado de Minas Gerais encontraram valores para a CMAP entre 476 e 2.362 mg kg<sup>-1</sup> com a maior parte dos solos em estudo nas classes de alta (500 a 1.000 mg kg<sup>-1</sup>) e muito alta (> 1.000 mg kg<sup>-1</sup>) capacidade máxima de adsorção, adotando como referência a classificação proposta por Juo & Fox (1977), o que segundo (Willett, 1979; Alva et al., 1980; Willett & Higgins, 1980; Willett, 1990) pode estar relacionado ao fato de os ciclos alternados de umedecimento e secagem aumentarem a reatividade dos óxidos de Fe nesses solos.

Silva (1996) trabalhando com 11 solos de várzea do RS e SC, encontrou valores de CMAP variando de 137 a 667 mg kg<sup>-1</sup> sendo da mesma ordem e magnitude dos obtidos por Machado (1992) em solos da zona sul do RS, sendo que os menores valores foram encontrados nos Planossolos (Vacacaí- 137 mg kg<sup>-1</sup> e Pelotas- 145 mg kg<sup>-1</sup>) e os maiores valores no Gleissolo (Banhado- 556 mg kg<sup>-1</sup> e Jundiaí- 667 mg kg<sup>-1</sup>). Ranno et al. (2007) também verificaram ampla variação na CMAP dos solos de várzea com a amplitude máxima observada entre aqueles dos municípios de Rosário do Sul – Planossolo Hálico (71 mg kg<sup>-1</sup>) e de Camaquã – Gleissolo Melânico (933 mg kg<sup>-1</sup>) refletindo na quantidade de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> a aplicar para obtenção de um nível de P de 0,2 mg L<sup>-1</sup> na solução, considerado pela literatura como um teor de fósforo suficiente para o desenvolvimento adequado da maioria das culturas.

Os resultados do teste de hipótese por análises de modelos lineares mistos estão descritos na tabela 13. Não houve dependência entre solo e os níveis de alagamento no tempo na tendência linear da CMAP, como pode ser visto pela interação tripla não significativa (solo\*alagamento\*tempo). Além disso, os efeitos do alagamento, considerando todo o intervalo de tempo avaliado, não depende das propriedades do solo pois a interação solo\*alagamento foi não significativa. Isto revela que ambos os solos em estudo apresentaram o mesmo comportamento da CMAP em relação ao alagamento. O efeito de interação mais relevante, com valor de F de 17,22, foi do alagamento com o tempo.

A interação significativa (solo\*tempo) revela que a tendência linear da CMAP variou com o tempo após a drenagem, devido as diferentes propriedades dos solos.

Tabela 13 - Valor F e probabilidade "p" dos testes univariado de hipótese por análises de modelos lineares mistos.

Efeito	Valor F	P
Solo	63.01	<0.0001
Alagamento	34.98	<0.0001
Tempo	19.69	<0.0001
Solo*Alagamento	0.03	0.8672
Solo*Tempo	6.73	0.0044
Alagamento*Tempo	17.22	<0.0001
Solo*Alagamento*Tempo	0.81	0.5443

As comparações por contrastes ortogonais estão descritas na tabela 14. Como a interação tripla não foi significativa, as comparações entre os níveis de fator alagamento em cada tempo não exigiu que fosse fixado os níveis de fator de solo. As diferenças entre as condições alagado e não-alagado em cada momento (36, 66 e 96 dias após a drenagem) foram todas significativas, ou seja houve diferença na CMAP durante este período, com os maiores valores para a condição de solos alagados, sendo que aos 184 dias após a drenagem os solos retornaram a sua condição inicial antes do alagamento devido à diferença não significativa.

Tabela 14 - Valor da estatística F e a probabilidade "p" dos contrastes ortogonais para a hipótese de interesse dos níveis de alagamento.

Contraste		Média		Valor F	p
		Alagado	Não alagado		
Alagado_0	vs Não alagado_0	564	401	12.13	0.0045
Alagado_36	vs Não alagado_36	450	287	47.06	<0.0001
Alagado_66	vs Não alagado_66	433	244	6.75	0.0233
Alagado_96	vs Não alagado_96	386	318	7.28	0.0194
Alagado_184	vs Não alagado_184	282	243	2.39	0.1478

A redução biológica do ferro durante o período de inundação, seguida por sua reoxidação durante o período de secagem, resulta no aumento da reatividade da fração de óxidos do solo, levando ao aumento da capacidade de adsorção de fósforo (Alva et al., 1980). Sendo assim, o Chernossolo com maior teor de Feo (Tabela 12) após a drenagem, obteve maior teor da CMAP comparado com o Planossolo.

Vários autores (Khalid et al., 1977; Sah et al., 1989; Willett, 1989; Amer et al., 1991; Shahandeh et al., 2003) consideram os óxidos de ferro de baixa cristalinidade, como goethita, lepidocrocita e ferridrita, os quais apresentam maior área superficial específica e maior reatividade química do que as frações mais cristalinas (Schwertmann e Taylor, 1989), os componentes mais importantes na adsorção de P durante o período em que o solo permanece drenado e, além disso, controlarão a liberação de P provocada pelo posterior alagamento para cultivo de arroz.

Hernández e Meurer (1998), estudando solos do Uruguai, observaram correlação positiva entre a adsorção de P e as formas de Fe de baixa cristalinidade ( $Fe_o$ ). Khalid et al. (1977), estudando as características determinantes da adsorção de P de alguns solos onde se cultiva o arroz nos Estados Unidos, também encontraram o  $Fe_o$  como o principal responsável pela sorção do P em solos alagados.

Sah e Mikkelsen (1986) confirmaram que a duração da drenagem tem um efeito marcante na adsorção de fósforo. Aos 119 dias da drenagem, diminuiu a quantidade de fósforo adsorvido e a energia de adsorção, comparando com os solos recentemente drenados, em períodos maiores que 15 dias. A menor adsorção ocorreu em solos não alagados; daí uma maior absorção de fósforo pelas plantas. Segundos os autores, este processo ocorre até os primeiros 9 dias após a drenagem, não acontecendo ainda uma suficiente reoxidação do solo. Isto tem como consequência que o nível de fósforo acrescentado pelo alagamento ainda permanece disponível suficientemente. Os autores recomendam deixar o solo durante quatro a cinco meses após a drenagem, antes de realizar a próxima cultura, procurando evitar uma elevada adsorção de fósforo suprido, no caso deste estudo, uma maior eficiência de utilização do adubo fosfatado, para uma próxima cultura exigente em fósforo, seria de aproximadamente 6 meses após a drenagem.

A Figura 12 mostra os valores observados e ajustados da CMAP nas amostras alagadas em função dos dias após a drenagem. Mesmo que os pontos no último intervalo possam ter sido insuficiente para determinar exatamente a curvatura da função dos valores observados para o Chernossolo, manter o uso de uma exponencial foi baseado no conhecimento dos pesquisadores sobre o comportamento da variável. Na verdade, se o período de avaliação fosse estendido, provavelmente um sigmóide seria mais apropriado para ajustar os dados do

Chernossolo, uma vez que uma assíntota horizontal inferior seria necessária na construção da função para limitar a queda da CMAP aos valores observados nas amostras não alagadas e a taxa de redução diminuiria perto desta assíntota. No entanto, uma exponencial foi bem ajudada aos dados do Planossolo e do Chernossolo como pode ser visto pela proximidade entre os valores estimados e observados da CMAP.

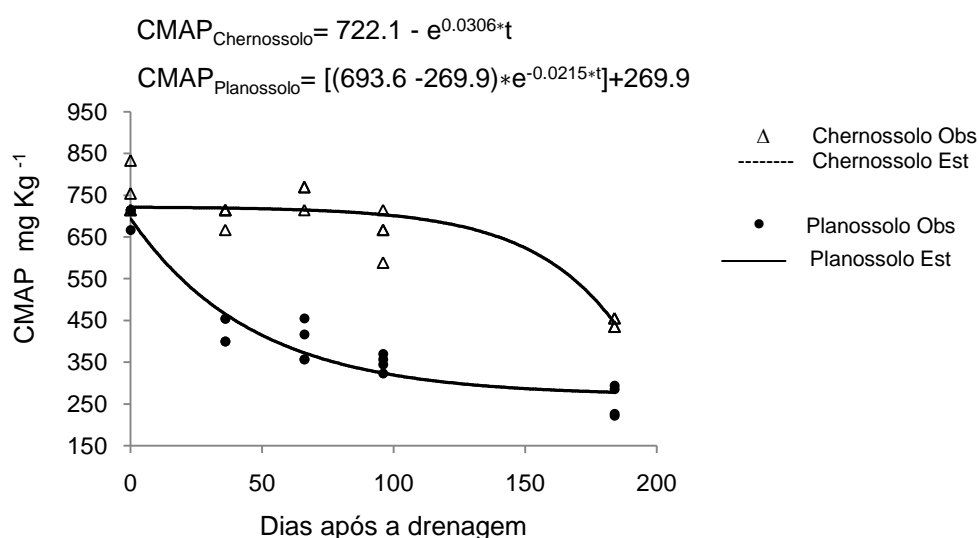


Figura 12- Valores estimados e observados da CMAP dos solos alagados.

Padrões de interação entre o solo e o fósforo foram notavelmente diferentes para as classes de solo avaliadas, mesmo que o módulo da taxa de decréscimo da CMAP, o que é expresso pelos valores dos parâmetros empíricos "a", não tenha sido muito diferente para ambas as funções ajustadas (0,0215 e 0,0306, para o Planossolo e o Chernossolo, respectivamente). Os sentidos de concavidade obtiveram formas diferentes, côncavo para Planossolo e convexa para Chernossolo. Esse comportamento pode indicar que, embora os processos que controlam as interações entre o fósforo e a fase sólida dos solos possam ter quase a mesma magnitude logo após a drenagem do solo, o que foi observado pela semelhança dos valores iniciais da CMAP, diferentes mecanismos podem estar agindo em tais interações.

Além disso, outra evidência da diferenciação dos diferentes mecanismos que agem nos solos, é calculado através das meias-vidas, que foram de

aproximadamente 161 e 32 dias após a drenagem, para o Chernossolo e o Planossolo, respectivamente. O tempo necessário para diminuir a CMAP a metade do seu valor inicial para o Chernossolo foi aproximadamente 5 vezes maior do que o necessário para as amostras do Planossolo, indicando que diferentes mecanismos estão controlando os processos nas classes de solo.

De acordo com os dados obtidos na Figura 12, os solos utilizados apresentaram comportamentos distintos quando alagados, e devem estar associados ao material de origem, principalmente com o comportamento dos óxidos de Fe em ambiente de oxidação e redução do solo.

Segundo Gonçalves (2007), os solos da classe Planossolo apresentam baixos teores de ferro, pois tem como material de origem arenito, siltito e o granito, que é constituído, principalmente, pelos minerais quartzo, feldspato e mica, não tendo ferro em sua estrutura. Para este solo, observa-se logo após a drenagem, uma queda brusca na CMAP estabilizando aproximadamente aos 120 dias após a drenagem. Já solos oriundos de sedimentos de basalto, como o Chernossolo, apresentou maiores teores absolutos de óxidos de ferro e de manganês de baixa cristalinidade (Tabela 12), proporcionando maior CMAP, sendo que a diminuição da CMAP após a drenagem foi mais lenta em relação ao Planossolo, dados estes que estão de acordo com os encontrados por Gonçalves et al. (2011). O menor grau de cristalinidade dos óxidos resulta em maior reatividade e em maior adsorção de fósforo; dessa forma, requer mais tempo para que haja a reoxidação das formas reduzidas após a drenagem até a CMAP chegar a sua condição inicial.

Ranno (2004) trabalhando com solos de várzea do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, também mostraram que os solos derivados de basalto possuem teores de ferro maiores que os Planossolos e maior CMAP. Valladares et al. (2003) utilizaram dezesseis perfis de solos provenientes de diferentes regiões do Brasil também concluíram que os solos derivados de basalto apresentaram maior CMAP.

De acordo com Bahia Filho et al. (1983), dentro de uma mesma mineralogia, a adsorção é afetada pelo maior teor de argila. Entretanto, nem sempre o solo com maior teor de argila possui o maior valor de capacidade máxima de adsorção, cuja explicação estaria na qualidade da argila. Os óxidos de Fe e Al são tidos como os constituintes da fração argila mais efetivos na adsorção de P podendo apresentar maior capacidade em adsorvê-lo em relação às argilas silicatadas.

Dentre estas argilas, aquelas do tipo 1:1 são as que efetivamente adsorvem P (GAMA, 2002).

Silva (1996) analisando 11 solos de várzea, encontrou baixa relação entre a CMAP e o teor de argila que pode ser atribuída à mineralogia da fração argila dos solos de várzea do RS. A maioria destes solos possuem teores variáveis de argilas do tipo 2:1 e estas não são adsorventes eficientes de P. Logo, segundo esse autor, o teor de argila em si não é um bom indicador da capacidade de adsorção de P dos solos de várzea. Já Ranno et al. (2007), trabalhando com 16 amostras de solos de várzea encontrou correlação direta entre os teores de argila, Fe e matéria orgânica na capacidade máxima de adsorção de fósforo, demonstrando a influência da composição do solo na sorção de P.

No Chernossolo, observa-se também maiores valores para os elementos Ca, Mg e Al em comparação ao Planossolo (Tabela 12), podendo estar contribuindo para maior adsorção de fósforo concordando com o que foi observado por Pereira e Faria (1998). A presença de bases, como cálcio e magnésio, no complexo sortivo dos solos e, conseqüentemente em solução, pode influenciar na adsorção de fósforo pelo fato delas neutralizarem as cargas negativas do solo, diminuindo a repulsão deste elemento (Moreira et al., 2006). Em relação ao Al, alguns trabalhos tem mostrado correlação positiva entre CMAP e teor de alumínio trocável (Coleman et al., 1960; Syers et al., 1971; Falcão e Silva, 2004), assim como no presente estudo onde se verificou que o solo Chernossolo, com maior CMAP, foi o que apresentou maior teor deste elemento.

#### **4.4 Conclusão**

A CMAP aumenta em solos alagados imediatamente após a drenagem, sendo que este efeito perdura por pelo menos 96 dias após a drenagem.

## 5. Considerações Finais

No estado do Rio Grande do Sul, os solos de várzea são basicamente utilizados com o cultivo de arroz irrigado associado à pecuária extensiva. Com o objetivo de aumentar o potencial produtivo das áreas de várzea cultivadas intensamente com arroz irrigado, a adoção de sistemas de rotação e sucessão de culturas poderia modificar esse sistema de produção, permitindo o uso mais intensivo da terra. As práticas de manejo da fertilidade do solo tem papel fundamental na sustentabilidade desses sistemas, uma vez que eleva a eficiência e o aproveitamento de adubos e de corretivos de solos.

Os ciclos de umedecimento e secagem em que os solos de várzeas são submetidos alteram a labilidade das formas de fósforo, fazendo com que haja um aumento nas quantidades de fósforo disponível durante o período de alagamento e uma diminuição na disponibilidade do fósforo inorgânico lábil, no período de secagem devido à interação do elemento com os óxidos de ferro que são precipitados no solo oxidado.

O uso de espécies de coberturas de solo no inverno tem por finalidade o aporte de resíduos ao sistema e a consequente reciclagem de nutrientes, para melhorias da fertilidade do solo. O azevém é uma das pastagens que vem sendo muito utilizada como cobertura do solo no inverno, em sucessão com as culturas de verão nas áreas de várzea no RS. O azevém pode produzir elevado rendimento de massa seca sob condições de adequada adubação, o que o torna uma espécie com grande habilidade de reciclar nutrientes e de adicionar resíduos ao solo. As exigências de adubo fosfatado desta pastagem são maiores do que aquelas do arroz, sendo que o efeito residual de uma adubação fosfatada realizada no arroz não seria suficiente para o azevém devido ao processo de reoxidação do ferro após a drenagem, ocorrendo uma forte adsorção do fósforo, diminuindo a disponibilidade deste elemento para a próxima cultura. Levando em consideração que a adubação fosfatada para o azevém consiste em aproximadamente 150 kg  $P_2O_5$ , caso seja implementado logo após o arroz alagado, não haveria nenhum efeito residual do arroz em função da grande CMAP que ocorre após a drenagem, dessa forma, esta quantidade de adubo fosfatado aplicado no azevém deveria ser maior para suprir o efeito do solo-dreno e a exigência da cultura.



Para revalidar a concepção de que, em função do aumento da CMAP após o alagamento, a próxima cultura necessitaria de uma maior quantidade de adubo fosfatado em relação ao recomendado, a implantação, por exemplo, do azevém, após o arroz, com a dose recomendada para a cultura e com diferentes doses de adubação fosfatada, em solos com diferentes capacidades de adsorção de fósforo, poderia ajudar a saber se, a dose recomendada seria o suficiente para o bom desenvolvimento da cultura, ou o quanto a mais de adubo fosfatado seria necessário acrescentar no azevém, após o alagamento, para solos com alta CMAP, e se para os solos com baixa CMAP, a dose recomendada para o azevém seria o suficiente.

## 6. Referências Bibliográficas

- AGBENIN, J.O. Extractable iron and aluminum effects on phosphorus sorption in a Savanna alfisol. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 67:589-595, 2003.
- ALMEIDA, J. A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas de fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolos desenvolvidos de basalto do extremo sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 985-1002, 2003.
- ALVA, A.K.; LARSEN, S. e BILLE, S.W. The influence of rhizosphere in rice crop on resin-extractable phosphate in flooded soils at various levels of phosphate applications. **Plant Soil**, 56:17-25, 1980.
- AMER, F.; SALEH, M. E.; MOSTAFA, H. E. Phosphate behavior in submerged calcareous soils. **Soil Science**. Baltimore, v.4, p.306-312, 1991.
- AQUINO, B. F. **Conceitos fundamentais em fertilidade do solo**. Fortaleza: UFC, 182p. 2004. (Apostilas Didáticas).
- ARAUJO, M. S. B.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Efeito de fertilizações fosfatadas anuais em solo cultivado com cana-de-açúcar. II. formas disponíveis e efeito residual do P acumulado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v 17, p. 397-403, 1993.
- ARAÚJO, M.S.; SALCEDO, I.H. Formas preferenciais de acumulação de fósforo em solos cultivados com cana-de-açúcar na região nordeste. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.21, p.643-650, Bahia Filho, A. F. C.; Braga, J. M.; Resende, M.; Ribeiro, A. C.; R. Bras. Ci. Solo 1983, 7, 221. 1997.
- ATKINS, P. W. Physical chemistry. 5.ed. Oxford: Oxford University Press, 1994. 279p.
- BAHIA FILHO, A. F. C.; BRAGA, J. M.; RIBEIRO, A. C.; NOVAIS, R. F. Sensibilidade de extratores químicos à capacidade tampão de fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.7, p.243-249, 1983.
- BARBER, S.A. **Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach**. 2.ed. New York: John Wiley, 1995. 414p.
- BARTLETT, R.J. e JAMES, B.R. Redox chemistry of soil. **Adv. Agron.**, 50:151-208, 1993.
- BARROW, N.J. Reaction of anions and cations with variable-charge soils. **Adv. Agron.**, San Diego, 38:183-230, 1985.
- BAYER, C. **Características do solo e nutrição e rendimento de milho afetados por métodos de preparo de solo**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. Porto Alegre, 1993. 172f.

BECK, M.A.; SANCHES, P.A. Soil phosphorus fraction dynamic during 18 years of cultivation on a typic paleudult. **Soil Science**, Baltimore, v.34, p.1424-1431, 1994.

BOHN, H.; MCNEAL, B.; O'CONNOR, G. **Soil Chemistry**. Toronto: John Wiley, 1985.

BRADLEY, J.; VIMPANY, I. e NICHOLLS, P.J. Effects of water logging and subsequent drainage of a pasture soil on phosphate sorption, extractable phosphate and oxalateextractable iron. **Aust. J. Soil Res.**, v.22,p.455-461, 1984.

BRAGA, J. M. **Avaliação da fertilidade do solo**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1980. 81p. (Boletim Técnico 42).

BRANDON, D.M. e MIKKELSEN, D.S. Phosphorus transformations in alternately flooded California soils: I. Cause of plant phosphorus deficiency in rice rotation crops and correctional methods. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.43, p.989-994, 1979.

BROOKES, P. CP; POWLSON, D.S., JENKINSON, D.S. Phosphorus in the soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*, v.16, p.169-175, 1984.

CAMARGO, F. A. O., SANTOS, G. A.; ZONTA, E. Alterações eletroquímicas em solos inundados. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.29, n.1, p.171-9, 1999.

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

CHIEN, S. H.; MENON, R. G. Factors affecting the agronomic effectiveness of phosphate rock for direct application. **Fertilizer Research**, v. 41, p. 227-234, 1995.

CIAMPITTI AI, PICONE LI, RUBIO G, GARCÍA FO. Pathways of phosphorous fraction dynamics in field crop rotations of the Pampas of Argentina. **Soil Sci Soc Am J.** v.75(3),p.918-926, 2011.

COELHO, A. M.; ALVES, V. M. C. **Resposta do milho à adubação fosfatada, níveis críticos de P no solo e doses de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> recomendados**. Simpósio sobre fósforo na agricultura brasileira. São Paulo-SP. 2003. (CD-Rom).

COLEMAN, N.T.; THORUP, J.T.; JACKSON, W.A. Phosphate Sorption Reations That Involve Exchangeable Al. **Soil Science**, Baltimore, v.90, p.1- 7, 1960.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC - SBSC /NRS. **Manual de adubação e calagem para os Estados do RS e de SC** / Sociedade Brasileira de Ciência do solo. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. -10. ed. – Porto Alegre, 2004. 224p.

CONDON, L.M.; GOH, K.M. & NEWMAN, R.H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by <sup>31</sup>P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.36, p.199- 207, 1985.

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

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

COSTA, A. **Doses e modos de aplicação de calcário na implantação de sucessão soja-trigo em sistema de plantio direto**. 2000. 146p. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

COSTA, N. de L.; MAGALHÃES; TOWNSEND, C. R.; PEREIRA. **Efeito de doses e fontes de fósforo na recuperação de pastagens de *Andropogon gayanus* cv. Planaltina CT/180**, Rondônia: EMBRAPA-CPAF. 2000.

COSTA, S.E.V.G.A.; FURTINI NETO, A.E.; RESENDE, A.V.; SILVA, T.O.; SILVA, T.R. Crescimento e nutrição da Braquiária em função de fontes de fósforo. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.32, n.5, p.1419-1427, 2008.

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

DAHNIKE, W. C.; MALCOLM, J. L.; MENÉNDEZ, M. Phosphorus fractions in selected soil profiles of El Salvador as related to their development. **Soil Science**, Baltimore, v. 98, p. 33-38, 1964.

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

DAROUB, S.H.; PIERCE, F.J. e ELLIS, B.G. Phosphorus fractions and fate of phosphorus-33 in soils under plowing and no-tillage. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 64:170-176, 2000.

DEVINE, J.R.; GUNARY,D.; LARSEN, S. Availability of phosphate as affected by duration of fertilizer contact with soil. **J.Agric.Sci.**,v.71, p.359-364, 1968.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (EMBRAPACNPS. Documentos, 1).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro, 2006. 306p.

FAGERIA, N.K.; STONE, L.F.; SANTOS, A.B. **Maximização da eficiência de produção das culturas**. Brasília: Embrapa-SCT/Embrapa-CNPAF, 1999. 294p.

FALCÃO, N. P. S.; SILVA, J. R. A. **Características de adsorção de fósforo em alguns solos da Amazônia Central**. Acta Amazônica, v. 34, n. 3, p. 337-342, 2004.

FASSBENDER, H.W. **Química de suelos**. San José, Instituto Interamericano de Ciências Agrícola, 398p.1980.

FIXEN, P. E.; GROVE, J. H. Testing soils for phosphorus. In: WESTERMAN, R. L. (Ed) **Soil Testing and Plant Analysis**, 3 ed. Madison. p. 141-180, 1990.

FORTES A.M.; **Fósforo em Planossolo cultivado com culturas de sequeiro e sua disponibilidade para o arroz subsequente em Plantio Direto**. Universidade Federal de Pelotas, 2009.132p. (Tese de Doutorado).

FOX, R.L. & KAMPRATH, E.J. Phosphate sorption isotherms for evaluating the phosphate requirements of soils. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, 34:902-907, 1970.

FURTINI NETO, A. E. et al. **Fertilidade do solo**. Lavras: Ed. UFLA, 2001. 252 p.

GAMA, M. A. P. **Dinâmica do fósforo em solo submetido a sistemas de preparo alternativos ao de corte e queima no nordeste paraense**. 2002.107 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

GATIBONI, L.C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2003. 231p. (Tese de Doutorado).

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

GATIBONI, L.C.; SANTOS, D.R. dos.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI, J. Phosphorus Forms and Availability Assessed by <sup>31</sup>P-NMR in Successive Cropped Soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.36, p.2625-2640, 2005.

GOMES, A.S.; FERREIRA, L.H.; SCIVITTARO, W.B. Uso de fosfato natural no arroz irrigado cultivado em rotação de culturas, no sistema plantio direto. Embrapa Clima Temperado, **Comunicado técnico**, 152p. 2006.

GONÇALVES, G.K. **Formas e disponibilidade de fósforo em solos cultivados com arroz irrigado no Rio Grande do Sul**. 2007. 186f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

GONÇALVES, J.L.M.; FIRME, D.J.; NOVAIS, R.F. & RIBEIRO, A.C Cinética de adsorção de fósforo em solos de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 9:107-111, 1985.

GONÇALVES,G.K.; MEUER E.J.; BORTOLON L.; GONÇALVES D.R.N. Relação entre óxidos de ferro e de manganês e a sorção de fósforo em solos no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v.35, p.1633-1639, 2011.

GOTOH, S. Reduction processes in waterlogged soils with special reference to transformation of nitrate, manganese and iron. **Bolletín of Kyushy Agriculture Experimental Station**, v.16, p.669-714, 1973.

GRANDE, M.A.; CURI, N.; QUAGGIO, J.A. Disponibilidade de fósforo pelos extratores de Mehlich e resina, em solos cultivados com arroz irrigado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 10, p. 45-50, 1986.

GUERRA, J.G.M.; ALMEIDA, D.L.; SANTOS, G.A. e FERNANDES, M.S. Conteúdo de fósforo orgânico em amostras de solos. **Pesquisa Agropec. Bras.**, v.31, p.291-299, 1996.

GUERTAL, E.A.; ECKERT, D.J.; TRAINA, S.J. e LOGAN, T.J. Differential phosphorus retention in soil profiles under no-till crop production. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.55, p.410-413, 1991.

GUILHERME, L.R.G.; CURI, N.; SILVA, M.L.N.; BRENÓ, N.B. e MACHADO, R.A.F. Adsorção de fósforo em solos de várzea do estado de Minas Gerais. R **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.27- 34, 2000.

GUILHERME, L.R.G.; RENÓ, N.B.; MACHADO, R.A.F.; CURI, N. & SILVA, M.L.N. Sorção de fósforo em solos de várzea. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24., 1993, Goiânia. Anais. Goiânia, Sociedade Brasileira Ciência do Solo, 1993. CD ROM

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

GUO, F.; YOST, R.S., HUE N.V. Evensen CI, Silva JA. Changes in phosphorus fractions in soils under intensive plant growth. **Soil Sci Soc Am J.** v.64, p.1681-1689. 2000.

HARTER, R. B.; BAKER, D. E. Applications and misapplications of the Langmuir equation to soil adsorption phenomena. **Soil Science Society of America Journal**, v. 41, p. 1077-1080, 1977.

HAYNES R.J.; **Lime and phosphate in the soil-plant system.** Advances in Agronomy, 1984.37:249-315p.

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

HERNÁNDEZ, J. e MEURER, E.J. Adsorção de fósforo e sua relação com formas de ferro em dez solos do Uruguai. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, p.223-230, 1998.

INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE – IRRI. World Rice Statistics 1961-2007. disponível em [http://beta.irri.org/solutions/index.php?option=com\\_content&task=view&id=250](http://beta.irri.org/solutions/index.php?option=com_content&task=view&id=250), acesso em 02-09-11.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Levantamento sistemático da produção agrícola, Dezembro de 2008. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/lspa\\_200904c\\_omentarios.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/lspa_200904c_omentarios.pdf) acesso em 26 de maio de 2009.

JUO, A.S.R. & FOX, R.L. Phosphate sorption capacity of some benchmark soils in West Africa. **Soil Sci.**, v.124, p.370-376, 1977.

KHALID, R. A.; PATRICK Jr, W. H.; DELAUNE, R. D. Phosphorus sorption characteristics of flooded soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.** Madison. v.41, p.305-309, 1977.

KIRK, G.J.D.; SOLIVAS, J.L. e ALBERTO, M.C. Effects of flooding and redox condition on solute diffusion in soil. **Europ. J. Soil Sci.**, v.54, p.617-624, 2003.

KPOMBLEKOU, K. e TABATABAI, M.A. Effect of organic acids on release of phosphorus from phosphate the rocks. **Soil Sci.**, v.158, p.442-453, 1994.

LINDSAY, W. **Chemical equilibrium in soils**. New York: John Wiley e Sons, 1979. 449p.

LOPES, A.S.; WIETHOLTER, S.; GUILHERME, L.R.G.; SILVA, C.A.S. **Sistema plantio direto: bases para o manejo da fertilidade do solo**. São Paulo, ANDA, 2004. 110p.

LOPES, M.S.; BACHA, R.E.; CABRAL, J.T. Efeito da substituição gradativa de fosfato solúvel por fosfato natural sobre o rendimento de grãos de arroz irrigado. In: **Reunião da cultura do arroz**, 12, 1983, Porto Alegre. Anais. Pelotas, RS: Instituto Rio Grandense do Arroz – UPEAE, 1983. p.133-135.

LUPATINI, G.C.; RESTLE, J.; CERETA, M. et al. Avaliação da mistura de aveia preta e azevém sob pastejo submetida a níveis de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, n.11, p.1939-1943, 1998.

MACHADO, M. I. C. S.; BRAUNER, J. L.; VIANNA, A. C. T. Formas de fósforo na camada arável de solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 17, p. 331-336, 1993.

MACHADO, M. O.; DIAS, A. D.; GOMES, A da S.; PAULETTO, E. A. Efeito de fósforo e de calcário em cinco safras de arroz irrigado. In: **REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO**, 14., 1985, Pelotas. Anais...Pelotas: EMBRAPA, 1985. p.219-225.

MARTINAZZO, R.; RHEINHEIMER, D.S.; 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 Ciência do Solo**, v.31, p.563-570, 2007.

MASTHAN, S. C.; MOHAMMAD, S.; REDDY, S. N. **Influence of phosphorous application rates on nutriente uptake by crops and balance of soil phosphorous in rice-groundnut-green-gram intensive cropping system**. Crop Research Hisar, Rajendranagar, v. 16, n. 1, p. 10-16, 1998.

McGILL, W.B.; COLE, C.V. Comparative aspects of cycling of organic C,N,S and P through soil organic matter. **Geoderma**, Amsterdam, v.26, p.267-286, 1981.

McKENZIE RH, STEWART JWB, DORMAAR JF, SCAALJE GB. Long-term crop rotation and fertilizer effects on phosphorus transformations: I. In a Chernozemic soil. **Can J Soil Sci**. v.72, p.569-579, 1992.

McLAUGHLIN, M.J.; ALSTON, A.M. e MARTIN, J.K. Phosphorus cycling in wheat-pasture rotations. II. The role of the microbial biomass in phosphorus cycling. **Aust. J. Soil Res**. 26:333-342. 1988.

MEDHI, D. N.; DATTA, S. K. de; DE-DATTA, S. K. **Residual effect of fertilizer phosphorous in lowland rice**. Nutrient-Cycling-in-Agroecosystems, Manila, v. 46, n. 3, p. 189-193,. 1997.

MENEZES, V.G.; MARIOT, C.P.; LOPES M.C.B.; SILVA P.R.F.; TEICHMANN, L.L. Semeadura direta de genótipos de arroz irrigado em sucessão a espécies de coberturas de inverno. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília v.36, n.9, set.2001.

MEURER, E.J.; RHEINHEIMER, D.S.; BISSANI, C.A. Fenômenos de sorção em solos. In: MEURER, E.J. **Fundamentos de química do solo**. 5.ed. Porto Alegre. Cap.5, p.113-121. 2012.

MIKKELSEN, D.S.. PATRICK JUNIOR, W.H. Fertilizer use on rice. In: CHANGIG Patterns in Fertilizer Use. Madison: **Soil Science Society of América**, 1968.p.403-432.

MOORMANN, F.R. e van BREEMEN, N. Rice: soil, water, and land. Los Banös, **International Rice Research Institute**, 1978. p.140-142.

MOREIRA, F.M.S. e SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2.ed. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2006. 729p

MUNIZ, A.S.; NOVAIS, R.F.de; FREIRE, F.M.; NEVES, J.C.L.; BARROS, N.F. de. Disponibilidade de fósforo e recomendação de adubação avaliadas por meio de extratores químicos e do crescimento de soja em amostras de solos com diferentes valores do fator capacidade. **Revista Ceres**, v.34, n.192, p.125-151, 1987.



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

NAHAS, E.; CENTURION, J. F.; ASSIS, L. C. Efeito das características dos solos sob os microrganismos solubilizadores de fosfatos e produtores de fosfatases. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 18, n. 1, p. 43-48, jan./abr. 1994.

NEVES, M. C. P. Como os microrganismos do solo obtêm energia e nutrientes. In: CARDOSO, E. J. N. B.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. (Eds.) **Microbiologia do solo**. SBSCS. Campinas, 1992, p. 17-31.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. & NUNES, F.N. Fósforo In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J.C.L., eds. Fertilidade do solo. Viçosa, MG, **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2007. p.471-550.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. 1. ed. Viçosa - MG, 1999. 399p.

OLIVEIRA, C., VELLOSO, A.C.X., LEAL, J.R. Processos redox em glei húmico do Estado do Rio de Janeiro: I. Variações eletroquímicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 17, n. 1, p. 17-22, 1993.

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

PATELLA, J.F. Arroz: adubação fosfatada em solos alagados. **Agrisul**, Pelotas, p. 14-15, 20-32, 1965.

PATRICK JUNIOR, W.H.; MAHAPATRA, I.C. Transformation and availability to rice of nitrogen and phosphorus in waterlogged soils. **Advances in Agronomy**, New York, v.20, p.323-359, 1968.

PATRICK, W.H., REDDY, C.N. Chemical changes in rice soils. In: IRRI. **Soils and Rice**. Los Baños:IRRI, p. 361-380. 1978.

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

PEREIRA, J.R. e FARIA, C.M.B. Sorção de fósforo em alguns solos do Semi-árido do Nordeste brasileiro. **Pesq. Agropec. Bras.**, v.33, p.1179-1184, 1998.

PHEAV, S. Cycling and residual effects of phosphorus in the rainfed lowland rice ecosystem of Cambodia. Ph.D. Thesis. **School of Environmental Science**, Murdoch University, Perth, Western Australia. 296 pp. 2002.

PHEAV, S.; BELL, R.W.; KIRK, G.J.D.; WHITE, P.F. Phosphorus cycling in rainfed lowland rice ecosystems on sandy soils. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.269, p.89-98, 2005.

PICONE L, CAPOZZI I, ZAMUNER E, ECHEVERRIA E, SINZ ROZAS H. Transformaciones de fósforo en un mollisol bajo sistemas de labranza contrastantes. **Ciencia del Suelo**. v.25(2), p.99-107, 2007.

PIERZYNSKI, G. M.; McDOWELL, R. W.; SIMS, J. T. Chemistry, cycling, and potential movement of inorganic phosphorus in soils. In: SIMS, J. T. et al. Phosphorus: agriculture and the environment. Madison: **American Society of Agronomy**, p. 53-86, 2005.

PINTO, L. F. S.; PAULETTO, E. A.; GOMES, A. da S.; SOUZA, R. O. Caracterização de solos de várzea. In: GOMES, A. da S.; PAULETTO, E.A. **Manejo do solo e da água em áreas de várzea**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 1999. p. 11-36.

PINTO, L.F.S.; LAUS NETO, L.A. e PAULETTO, E.A. Solos de várzea do sul do Brasil cultivados com arroz irrigado. In: GOMES, A.S. e MAGALHÃES Jr., A.M. **Arroz irrigado no sul do Brasil**. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica, 2004. p.75-95

PONNAMPERUMA, F. N. The chemistry of submerged soils. **Advances in Agronomy**, New York, v.24, p.29-96, 1972.

PONNAMPERUMA, F.N. **Physicochemical properties of submerged soils in relation to fertility**. Los Baños:IRRI, 1977. 32 p. Research Paper Serie, 5.

PONNAMPERUMA, F. N. Dynamic aspects of flooded soils and nutrition of rice plants. In: International Rice Research Institute. **The mineral nutrition of rice plant**. Baltimore: John Hopkins Press, 1965. p.195-238.

POSNER, A.M.; BOWDEN, J.W. **Adsorption isotherms: should they be split**. Soil Science Society of America Journal, Madison, v.31, p.1-10, 1980.

PRIHAR, S.S.; GHILDYAL, B.P.; PAINULI, D.K.; H.S. Physical properties of mineral soils affecting rice-based cropping systems. In: INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE. Soil physics and rice. Los Banos, 1985.p.57-70.

R Development Core Team (2012). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.r-project.org>.

RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; ANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. Instituto Agronômico. Campinas, 2001.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do Solo e adubação**. Piracicaba. Ed. Ceres. Potafós, 1991. 343p.

RAIJ, B.V. Métodos de diagnose de fósforo no solo em uso no Brasil. In: YAMADA, T.; ABDALLA, S.R.S. **Simpósio sobre fósforo na agricultura brasileira**. Piracicaba: Potafos, 2004. p.563-588.

RAMAMURTY, V.; SHIVASHANKAR, K. Residual effect of organica matter and phosphorous on growth, yield and quality of maize (*zea mays*). **Indian Journal of Agronomy**, Bangalore, v. 41, n. 2, p. 247-251, 1996.

RANNO, K.S.; SILVA S.L.; MALLMANN K.J.F. Fracionamento do fósforo inorgânico em solos de várzea do Rio Grande do Sul. R. Bras. **Agrociência**, Pelotas, v.13, n.1, p.47-54, jan-mar, 2007.

RANNO, S.K. **Estimativa da disponibilidade de fósforo para a cultura do arroz irrigado em solos do RS**. Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004. 139p. (Tese de Mestrado).

REGO, P.G. Economia das rotações de culturas em plantio direto. **Revista mensal batavo**. Castro. ed.31, 1994.p.20-28.

RESENDE, A.V. **Fontes e modos de aplicação de fósforo para o milho em solo cultivado da região do Cerrado**. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2004. 169p. (Tese de Doutorado).

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

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E.; KAMINSKI, J.; GATIBONI, L. C. Dessorção de fósforo em sistemas de manejo de solo avaliado por extrações sucessivas com resina trocadora de ânions. **Ciência Rural**, Santa Maria. Aceito para publicação, 2004.

RHEINHEIMER, D.S. e ANGHINONI, I. Accumulation of soil organic phosphorus by soil tillage and cropping systems under subtropical conditions. **Comm. Soil. Sci. Plant Anal.**, v.34, p.2339-2354, 2003.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI,J. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.24, p.345-354, 2000.

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

RICHARDS, J. E.; BATES, T. E.; SHEPPARD, S. C. Changes in the forms and distribution of soil phosphorus due to long-term corn production. **Canadian Journal of Soil Science**, Oxford, p. 311-318, 1995.

ROLIM NETO, F.C.; SCHAEFER, C.E.G.R.; COSTA, L.M.; CORRÊA, M.M.; FERNANDES FILHO, E.I. & IBRAIMO, M.M. Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto do Paranaíba (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p. 953-964, 2004.

ROTTA, L.R. **Fracionamento e disponibilidade de fósforo em uma cronosequência de cultivos sob plantio direto**. Jataí, Universidade Federal de Goiás, 2012. 81p. (Dissertação).

SAH, R. N.; MIKKELSEN, D. S.; HAJES, A. A. Phosphorus behavior in flooded drained soils III. **Soil Sci. Soc. Am. J.** Madison, v.53, p.1729-1732, 1989.

SAH, R.N.; MIKKELSEN, D.S. Transformations of inorganic phosphorus during the flooding and draining cycles of soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.50, p. 62-67, 1986.

SALEQUE, M.A.; NAHER, U.A.; ISLAM, A.; PATHAN, A.B.M.B.U.; HOSSAIN, A.T.M.S.; MEISNER, C.A. Inorganic and organic phosphorus fertilizer effects on the phosphorus fractionation in wetland rice soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.68, p.1635-1644, 2004.

SANTOS D.B.M. **Distribuição do fósforo no perfil do solo sob sistema plantio direto**. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária. Universidade de Brasília, 2009, 81p. Dissertação de Mestrado.

SANTOS, D.R.; ANGHINONI, I. Accumulation of soil organic phosphorus by soil tillage and cropping systems in subtropical soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.34, p.2339-2354, 2003.

SANTOS, J. Z. L.; FURTINI NETO, A. E.; RESENDE, A. V.; CURI, N.; CARNEIRO, L. F.; COSTA, S. E. V. G. A. Frações de fósforo em solo adubado com fosfato em diferentes modos de aplicação e cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 705-714, 2008.

SANYAL, S. K.; De DATTA, S. K. Chemistry of phosphorus transformations in soil. **Soil Science**, Baltimore, v.16, p.1-120, 1991.

SCHIMIDT, J.P.; BUOL, S.W.; KAMPRATH, E.J. Soil phosphorus dynamics during seventeen years of continuous cultivation: fractionation analyses. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.60, n.4, p.1168-1172, 1996.

SCHWERTMANN, U. e TAYLOR, R.M. Iron Oxides. In: DIXON, J.B. e WEED, S.B., eds. Minerals in soil environments. 2.ed. Madison, **Soil Science Society of America**, 1989. p.379-438.

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

SELLES F, McCONKEY BG, CAMPBELL CA. Distribution and forms of P under cultivator - and zero-tillage for continuous and fallow wheat cropping systems in the semi-arid Canadian prairies. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v.51, p.47-59. 1995.

SELLES, F.; ZENTNER, R.P.; KOCHHANN, R.A.; FAGANELLO, A.; DENARDIN, J.E. Effects of tillage on the forms distribution of P in oxisol in Southern Brasil. In: **International Workshop on Conservation Tillage Systems**, 1990, PASSO FUNDO. Proceedings. Passo Fundo: EMBRAPA/CNPT, 1990. p.86-95.

SHAHANDEH, H.; HOSSNER, L. R.; TURNER, F. T. Phosphorus relationships to manganese and iron in rice soils. **Soil Science**. v.168. p.489-500, 2003.

SHAHANDEH, H.; HOSSNER, L. R.; TURNER, F. T. Phosphorus relationships to manganese and iron in rice soils. **Soil Science**. v.168. p.489-500, 2003.

SHARMA, P.K.; DE DATTA, S.K. Effects of puddling on soil physical properties and processes. In: INTERNATIONAL RICE RESEARCH INSTITUTE. Soil physics and rice. Los Baños,,p.217-234, 1985.

SHARPLEY, A. N.; TIESSEN, H.; COLE, C. V. Soil phosphorus forms extracted by soil tests as a function of pedogenesis. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 51, p. 362-365, 1987.

SHERER, C.H. e BACHA, R.E. Eficiência de fosfatos naturais na cultura do arroz irrigado. In: **Reunião geral da cultura do arroz irrigado**, 2, 1972, Cachoeirinha. Anais... Porto Alegre RS: Instituto Rio Grandense do Arroz – IPEAS, 1972. p.71-72.

SILVA, C.A.; ANDERSON, S.J. e GUILHERME, L.R.G. Uso de cromatografia de exclusão por tamanho na caracterização de substâncias húmicas de Latossolo Vermelho-Escuro sob efeito de calagem. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 24, p.495-503, 2000.

SILVA, F.C.; RAIJ, B.V. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada por diferentes extratores. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, v.34, p.267-288, 1999.

SILVA, L.S.; SOUZA, R.O. & BOHNEN, H. Alterações no teores de nutrientes em dois solos alagados, com e sem plantas de arroz. **Ciência Rural**, 33:487-490, 2003.

SILVA, R. J. da. **Metodologia de avaliação da disponibilidade de fósforo em solos alagados**. 1996. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Pelotas,1996.

SILVEIRA, M.M.L. **Fracionamento seqüencial de fósforo em solos do semi-árido-nordestino**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2000.

SIMS, J.T; PIERZYUSKI, G.M. Chemistry of Phosphorus in Soils. In: TABATABAI,M.A.; SPARKS, D.L. **Chemical Processes in Soils**. Madison, Wisconsin, USA, Soil Science Society of America, Inc. 2005. p.151-192.

SMECK, N, E. Phosphorus dynamics in soils and landscapes. **Geoderma**, Amsterdam, v. 36, p. 185-199, 1985.

SMECK, N.E. Phosphorus: An indicator of pedogenetic weathering processes. **Soil Science**, v.115, p.199-206, 1973.

SOARES, M.R.; CASAGRANDE, J.C. e ALLEONI, L.R.F. Modelos descritivos da adsorção de íons em solos. Boletim Informativo SBCS, v. 31, p.46-50, 2006.

SOSBAI. Sociedade Sul-Brasileira de Arroz Irrigado. Arroz irrigado: recomendações técnicas da pesquisa para o Sul do Brasil. Itajaí, SC: Sosbai,.177p. 2012.

SOUSA, D.M.G. & VOLKWEISS, S.J. Efeito residual do superfosfato triplo aplicado em pó e em grânulos **Revista Brasileira de Ciencia do Solo** v.11, p.141-146, 1987.

SOUSA, D.M.G. e LOBATO, E. Adubação fosfatada em solos da região do Cerrado. In: YAMADA, T. e ABDALLA, S.R.S. Fósforo na agricultura brasileira. Piracicaba, Potafos, p.157-200, 2004.

SOUSA, D.M.G.; LOBATO, E. & REIN, T.A. Adubação com fósforo. In: SOUSA, D.M.G. & LOBATO, E., eds. Cerrado: Correção do solo e adubação. 2.ed. Planaltina, Embrapa Cerrados, 2004. p.147-168.

SOUSA, R.O. et al. Composição da solução de um solo alagado conforme a profundidade e o tempo de alagamento, utilizando novo método de coleta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.26, p.343-348, 2002.

SOUSA, R.O. et al. Solos alagados. In: MEURER, E.J. **Fundamentos de química do solo**. 5.ed. Porto Alegre : Gênese, 2012. Cap.7, p.127-149.

SOUSA, R.O.; CAMARGO, F.A. O. & VAHL, L.C. Solos alagados reações redox. In: MEURER, E.J. **Fundamentos de química do solo**. 5.ed. Porto Alegre. Cap.7, p.177-200. 2012.

SPARKS, D. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, 1995.267p.

SPOSITO, G. **Chemical equilibrium and kinetics in soil**. New York: Oxford University Press, 1994. 268p.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 277p.

SYERS, J.K.; EVANS, T.D.; WILLIAMS, J.D.H. e MURDOCK, J.T. Phosphate sorption parameters of representative soils from Rio Grande do Sul, Brazil. **Soil Science**, v.112, p.267- 275, 1971.

TATE, K.R.; NEWMAN, R.K. Phosphorus fractions of a climosequence of soils in New Zeland tussock gassland. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.14, p.191-196, 1982.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLK WEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. revista e ampliada. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS. 1995. 174 p. (Boletim Técnico de Solos, n.5).

TIESSSEN, H.; STEWART, W.B.; COLE, C.V. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Science Society of American Jornal**, Madison, v.48, p.853-858, 1984.

TISDALE, L.S.; NELSON, W.L.; BEATON, J.D. **Soil fertility and fertilizers**. New York: Lehig Press, 1993. 633p.

TISDALE, S.L.; NELSON, W.L. e BEATON, J.D. **Soil fertility and fertilizers**. New York, 1985. 754p.

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

TSAL, S. M.; BARAIBAR, A. V. L.; ROMANI, V. L. M. Efeito de fatores do solo. In: CARDOSO, E. J. N. B.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. (Eds.) **Microbiologia do solo**. SBCS. Campinas, 1992, p. 59-72.

VAHL, L.C. Fertilidade de solos de várzea. In: GOMES, A.S. e PAULETTO, E.A., eds. Manejo do solo e da água em áreas de várzea. Pelotas, Embrapa Clima Temperado, 1999. p.119-161.

VAHL, L.C. O fósforo na cultura do arroz irrigado. In: YAMADA, T. e ABDALLA, S.R., eds. SIMPÓSIO DE FÓSFORO NA AGRICULTURA BRASILEIRA. Piracicaba, **Potafós**, 2004. p.419-434.

VAHL, L.C. **Toxidez de ferro em genótipos de arroz irrigado por alagamento**. 1991. Tese de Mestrado (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1991.

VAHL, L.C.; GUIDOTTI, R.M.M.; FABRES, R.T. Análise química de solo para a estimativa da acumulação de  $Fe^{2+}$  e  $Mn^{2+}$  durante o alagamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARROZ IRRIGADO, 1 E REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO, 23. Pelotas. Anais... Pelotas, 1999. p. 369-371.

VALE, F.R.; GUILHERME, L.R.G.; GUEDES, G.A. de A.; FURTINI NETO, A.E. Fertilidade do solo: dinâmica e disponibilidade de nutrientes. Lavras:ESAL/FAEPE, 1997. 171p.

VALLADARES, G. S.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C . Adsorção de fósforo em solos de argila de atividade baixa. **Bragantia**, v. 62, n. 1, p. 111-118, 2003.

VAN DIEST, A.;BLACK,C.A. Soil organic phosphorus and plant growt II. Organic phosphorus mineralization during incubation. **Soil Scince**, Baltimore, v.87, p.145-154, 1959.

VERMA S, SUBEHIA S.K., SHARMA S.P. 2005. Phosphorus fractions in an acid soil continuously fertilized with mineral and organic fertilizers. **Biol Fertil Soils** v. 41, p.295-300.

VERMA, U. K.; SHRAMA, I. P.; SINGM, R. S. **Effect of applied and residual phosphorous on yield of wetland rice under acid soil condittions**. International Rice Research Newsletter, Ranchi, v. 6, n. 6, p. 23, Dec.1981.

VERNETTI JR, F. de J. et al. Plantio direto de soja e milho em solo de várzea e em sequência a diferentes coberturas mortas. In: DA SILVA, C.A.S.; GASTAL, M.F da C. (Eds.). REUNIÃO TÉCNICA, DIVERSIFICAÇÃO DO USO DE VÁRZEAS DE CLIMA TEMPERADO, 2002, Pelotas. **Anais...** Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2002. p. 153-157. (Embrapa Clima Temperado. Documentos, 90).

WALKER, T. W.; J. K. SYERS. The fate of phosphorus during pedogenesis. **Geoderma** v.15, p.1-19, 1976.

WANG X, LESTER DW, GUPPY CN, LOCKWOOD PV, Tang C. Changes in phosphorus fractions at various soil depths following long-term P fertilizer application on a Black Vertisol from south-eastern Queensland. *Australian Journal of Soil Research*, v.45, p.524-532, 2007.

WESTIN, F. C.; BRITO, J. G. Phosphorus fractions of some Venezuelan soils as related to their stage of weathering. **Soil Science**, Baltimore, v.107, p.194-202, 1969.

WILLET, I. R. Causes and prediction of changes in extractable phosphorus during flooding. **Aust. J. Soil Res.**, v.27, p.45-54, 1989.

WILLETT, I.R. & HIGGINS, M.L. Phosphate sorption and extractable iron in soils during irrigated rice-upland crop rotations. *Austr. J. Exp. Agric. Anim. Husb.*, v.20, p.346-353, 1980.

WILLETT, I.R. An overview of redox reactions in relation to the surface chemistry of soils. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 14., Kioto, 1990. Transactions. Kioto, International Society of Soil Science, v.2. p.38-43, 1990.

WILLETT, I.R. The effects of flooding for rice culture on soil chemical properties and subsequent maize growth. **Plant Soil**, v.52, p.373-383, 1979.

WILLIAMS, E.G.; REITH, J.W.S. Residual effects of phosphate and the reltive effectiveness an annual and rotational dreddings. In: RESIDUAL value of applied nutrients. London, Min. of Agric. Fisheries and Food, 1971.



WILLIAMS, J. D. H.; WALKER, T. W. Fractionation of phosphate in a maturity sequence of New Zealand basaltic soil profiles: 1. **Soil Science**, Baltimore, v. 107, p. 22-30, 1969.

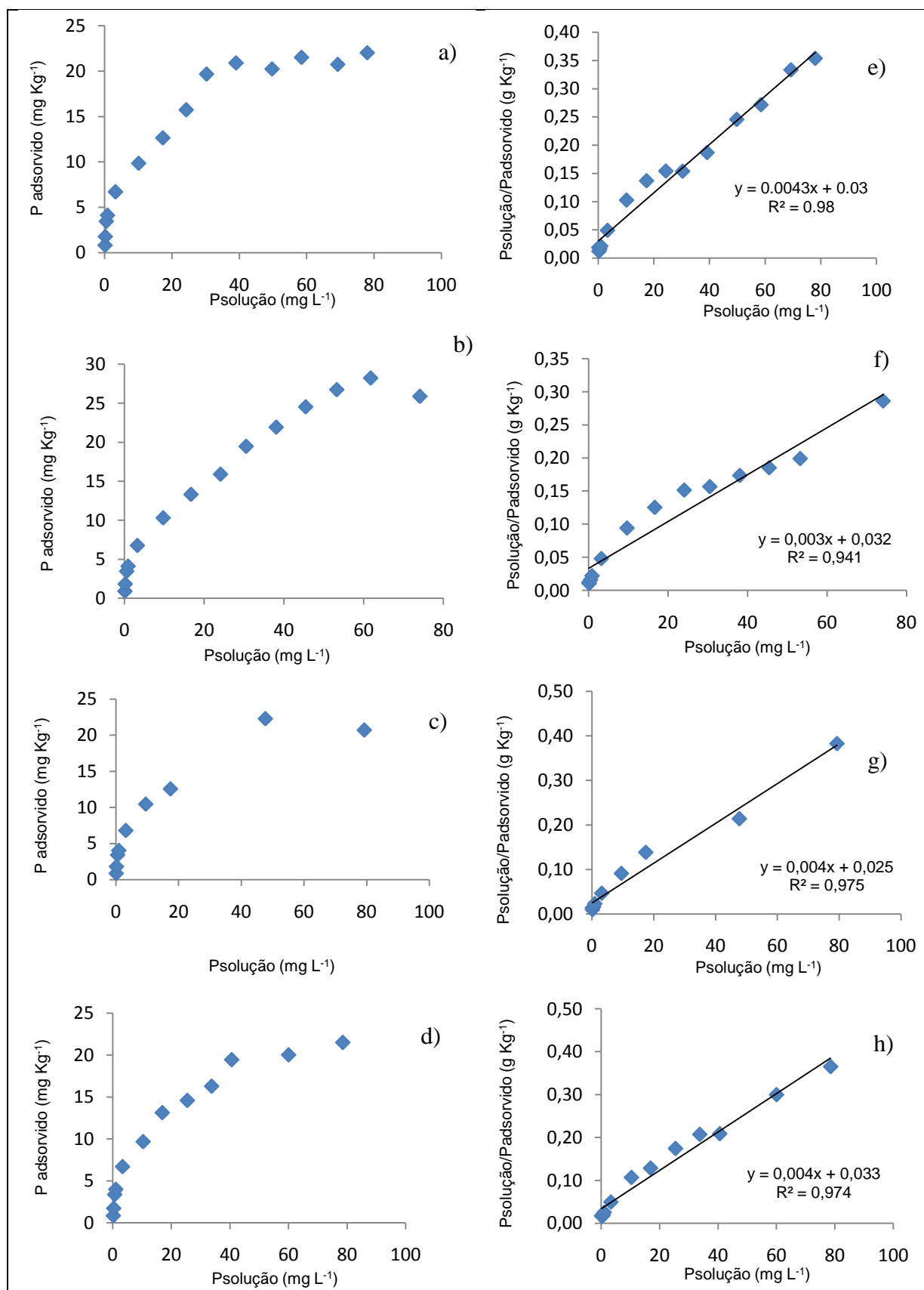
WOODRUFF, J. R.; KAMPRATT, E. J. Phosphorus adsorption as maximum measured by the Langmuir isotherm and its relation to phosphorus availability. **Soil Science American Proceeding**, v.29, p.148-150, 1965.

YOSHIDA, T. Microbial metabolism of flooded soil. In: SOILS AND RICE, 1978. Los Baños, International Rice Research Institute, p.445-463. 1978

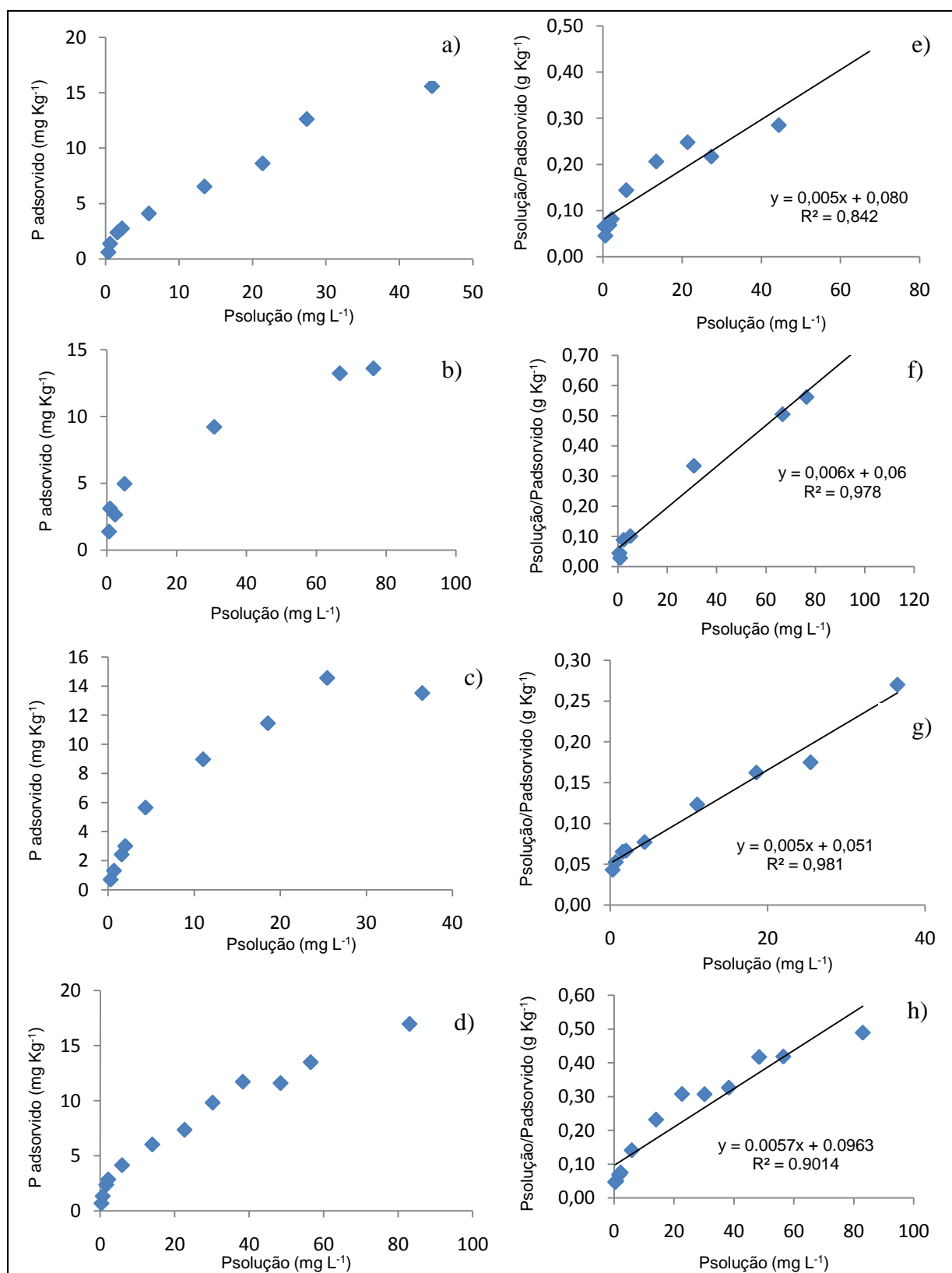
ZAMUNER E.C.; PICONE L.I.; DIEZ A.B. Effect of long-term phosphorus fertilization on soil phosphorus fractions. SJSS. **Spanish Journal of Soil Science** Year. Volume. 2. 2012.

ZHANG, T.K.; MACKENZIE, A.F. Changes of soil phosphorus fractions under long-term corn monoculture. **Soil Science of American Journal**, Madison, v.61, p.485-493, 1997.

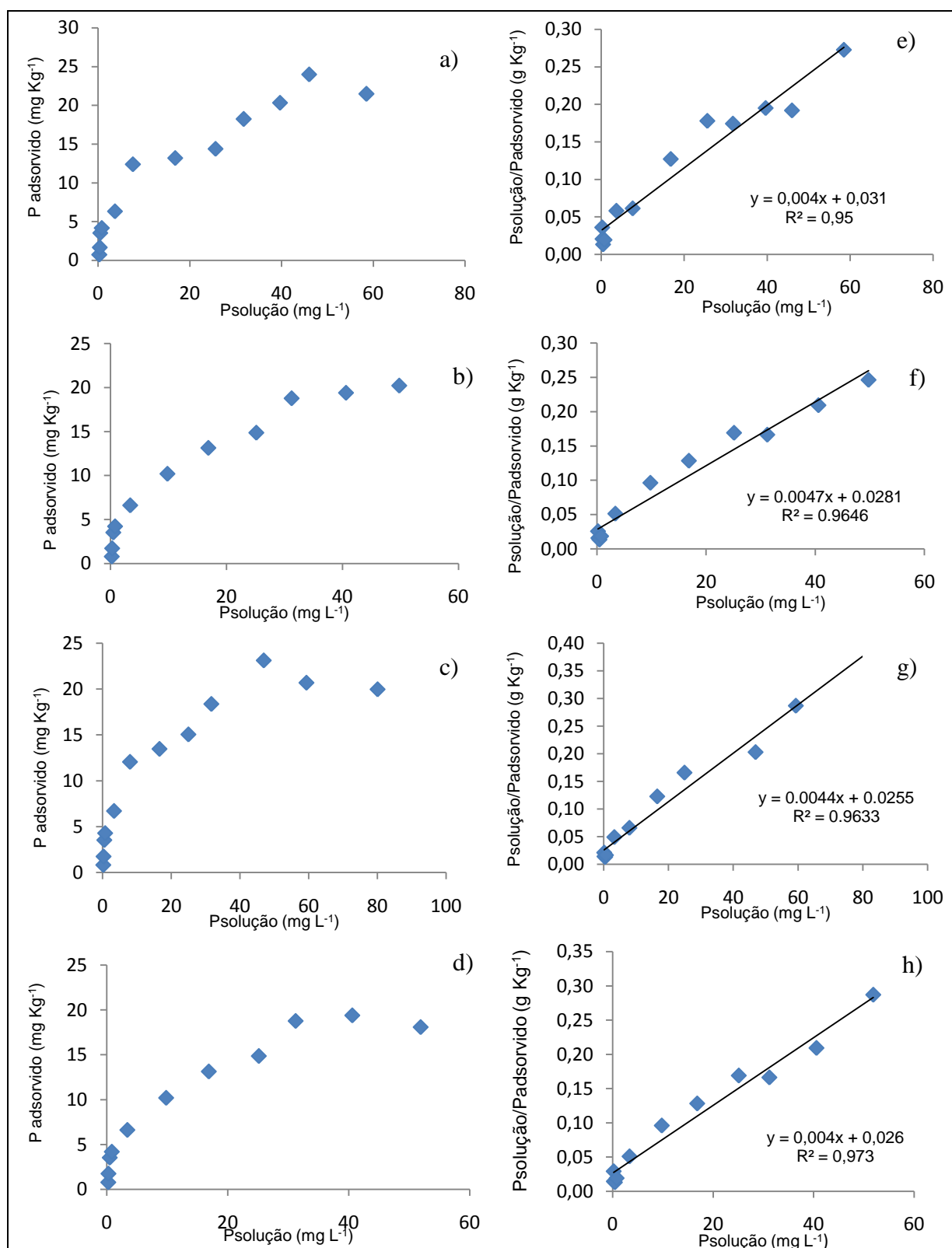
## **7- Apêndice**



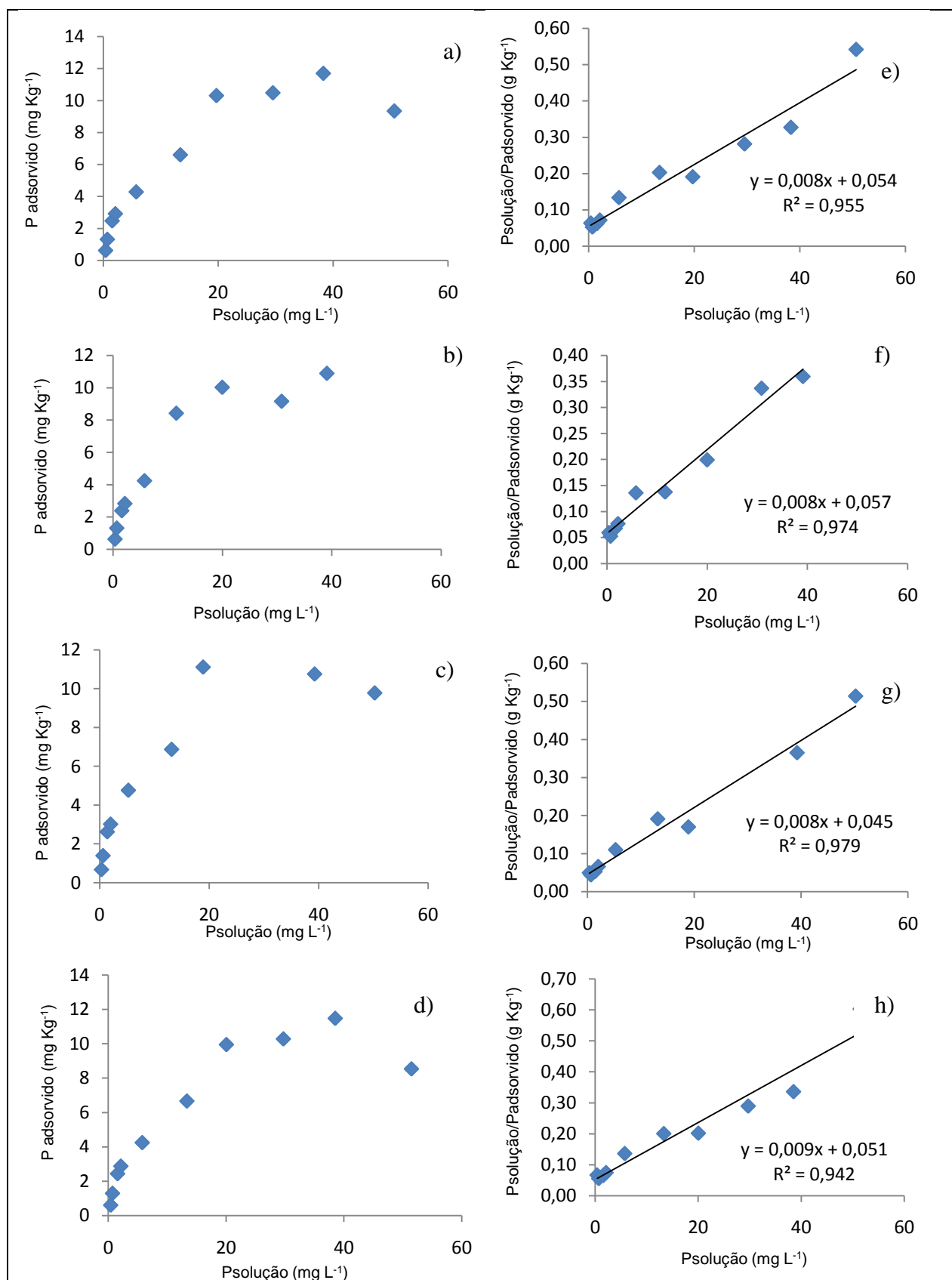
**Apêndice 1.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a,b,c e d) e distribuição dos pontos Psolução/Padsorvido x Psolução da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Planossolo Háplico eutrófico solódico**, logo após a drenagem do solo para os baldes alagados.



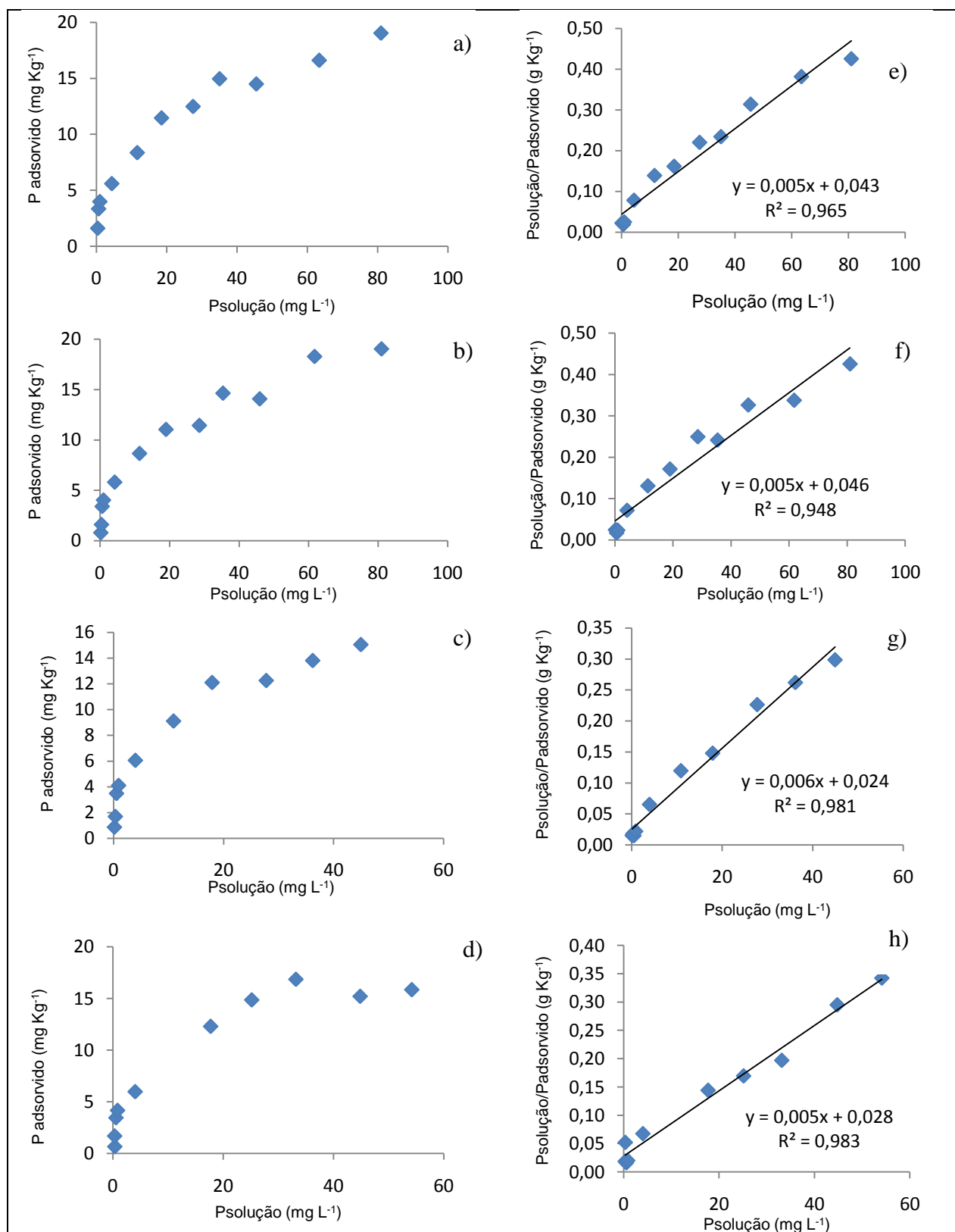
**Apêndice 2.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos Psolução/Padsorvido x Psolução da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Planossolo Háplico eutrófico solódico**, logo após a drenagem do solo para os baldes não-alagados.



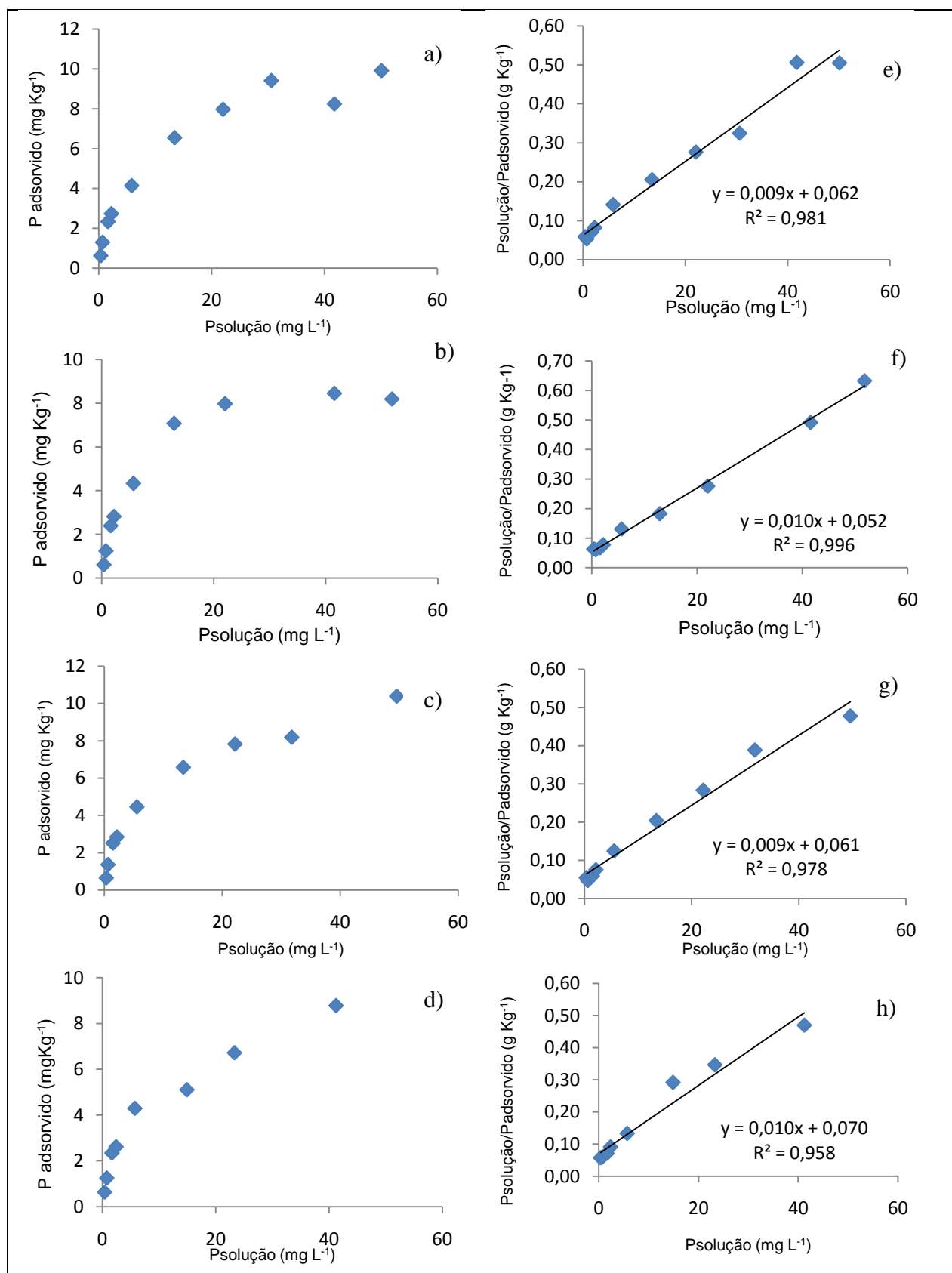
**Apêndice 3.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos Psolução/Padsorvido x Psolução da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Planossolo Háplico eutrófico solódico** aos **34 dias após a drenagem** do solo para os **balde alagados**.



**Apêndice 4.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos  $P_{\text{solução}}/P_{\text{adsorvido}} \times P_{\text{solução}}$  da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Planossolo Háplico eutrófico solódico**, aos 34 dias após a drenagem do para os baldes não-alagados.

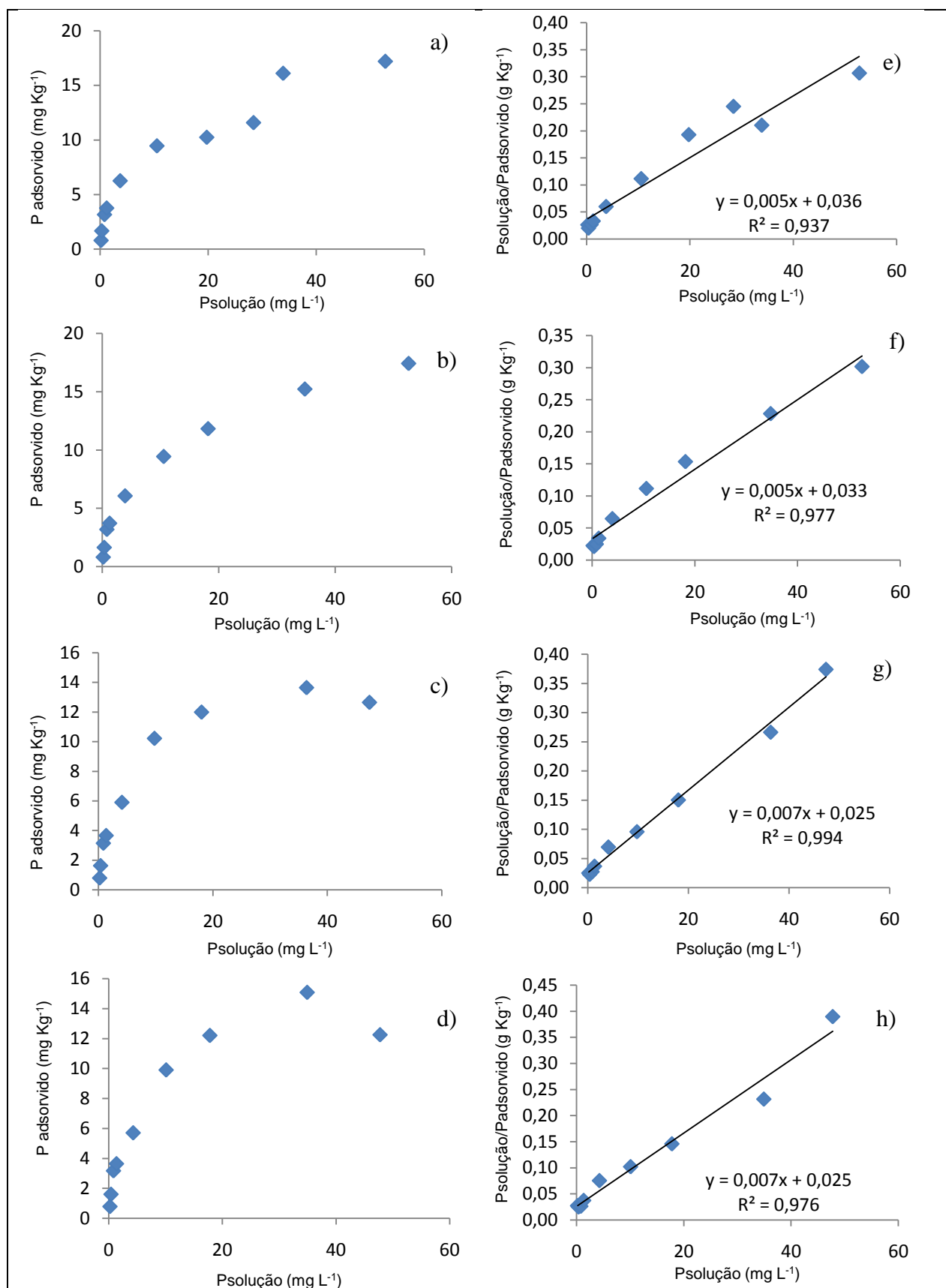


**Apêndice 5.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos  $P_{\text{solução}}/P_{\text{adsorvido}} \times P_{\text{solução}}$  da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Planossolo Háplico eutrófico solódico** aos 66 dias após a drenagem do solo para os baldes alagados.

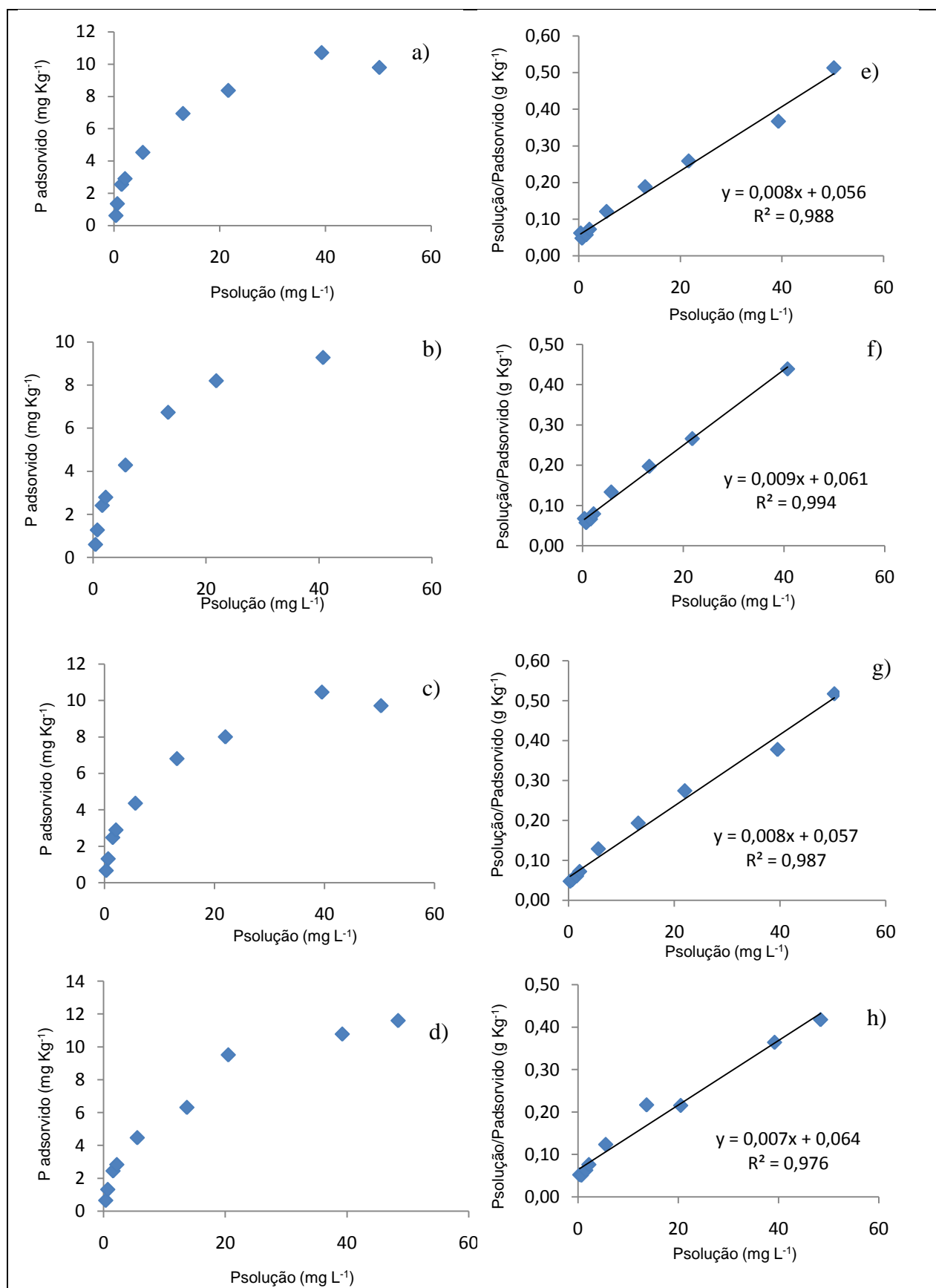


**Apêndice 6.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos  $P_{\text{solução}}/P_{\text{adsorvido}} \times P_{\text{solução}}$  da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Planossolo Háplico eutrófico solódico**, aos **66 dias após a drenagem** do para os baldes **não-alagados**.

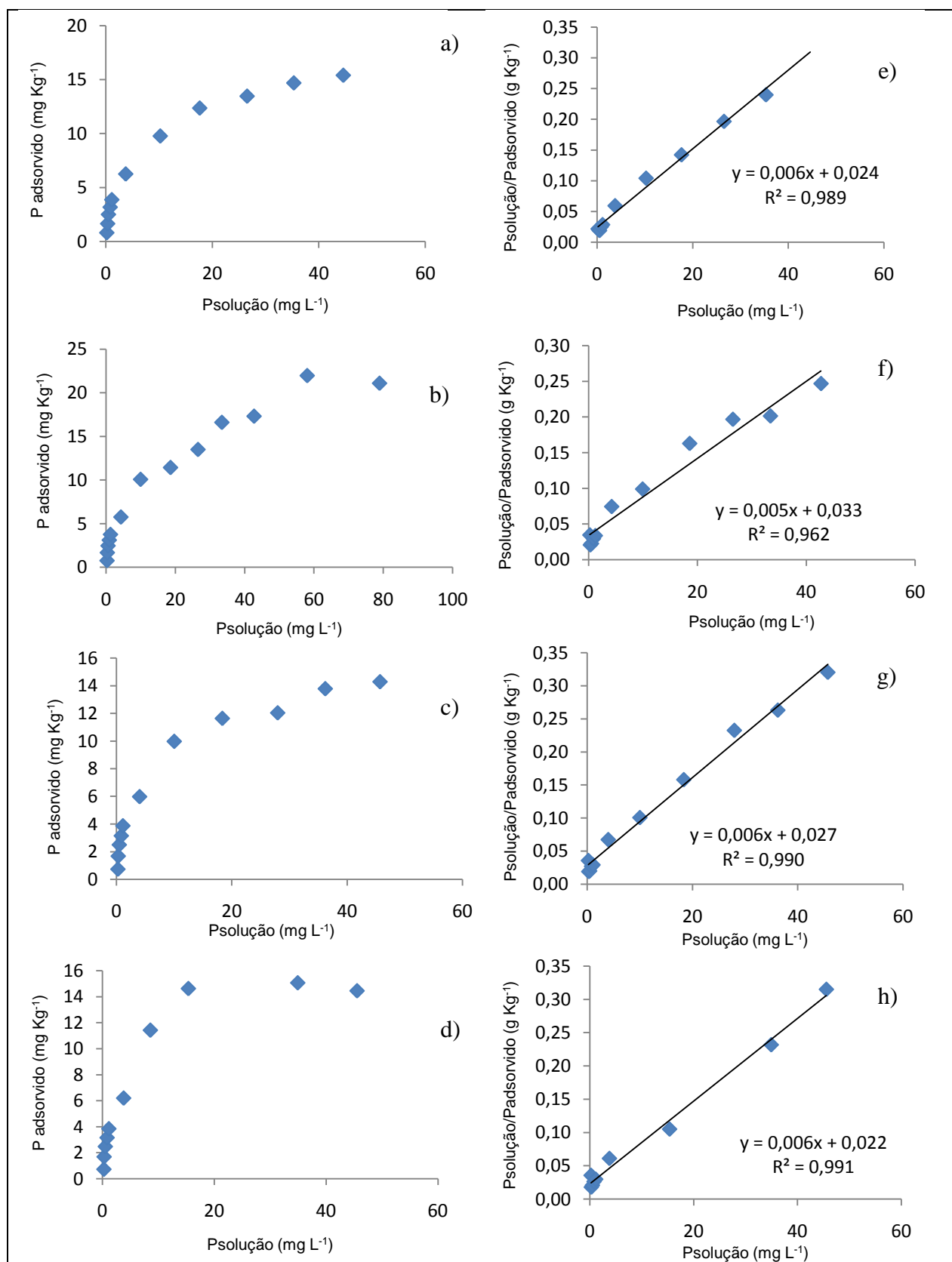




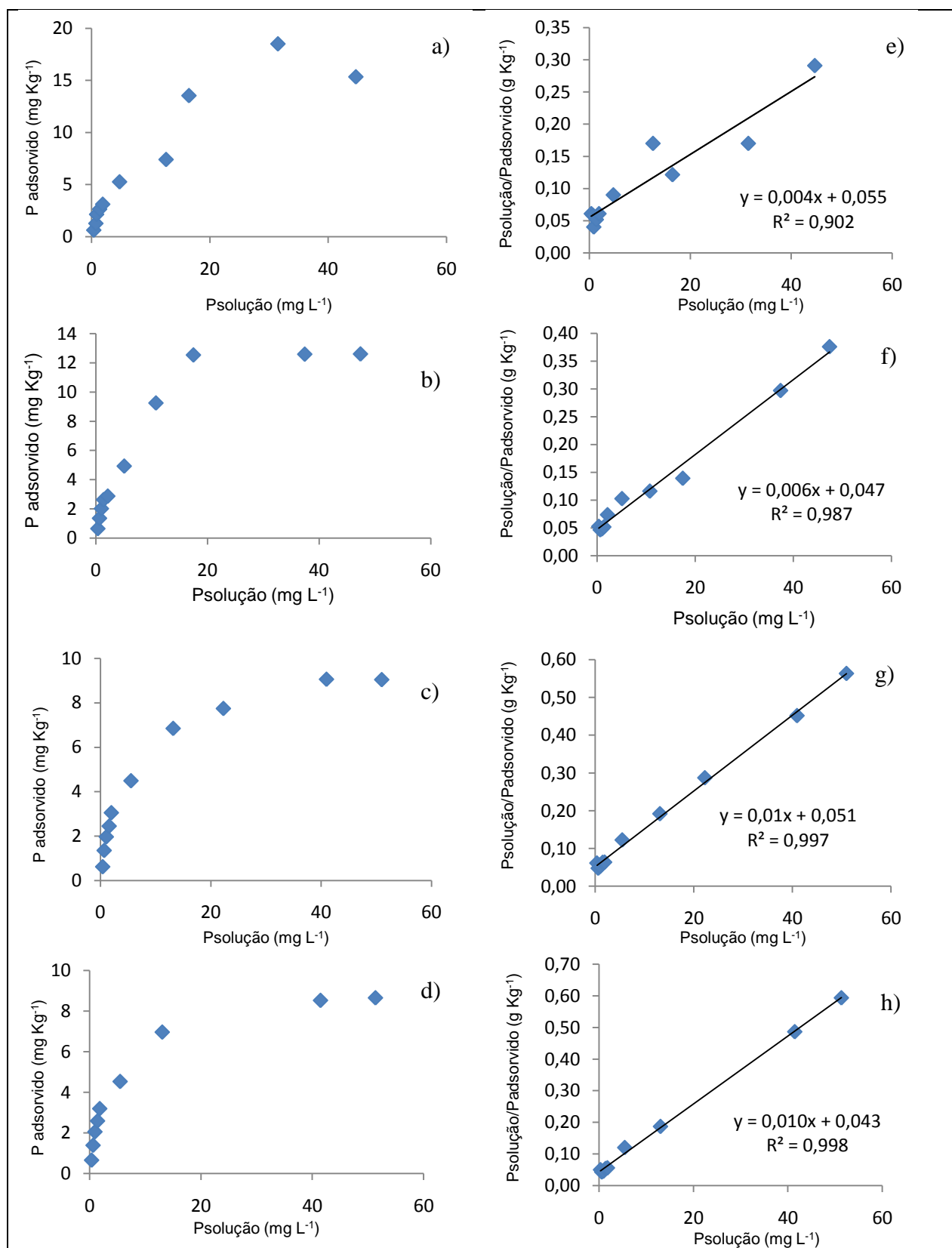
**Apêndice 7.** Isothermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos Psolução/Padsorvido x Psolução da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Planossolo Háplico eutrófico solódico** aos 96 dias após a drenagem do solo para os baldes alagados.



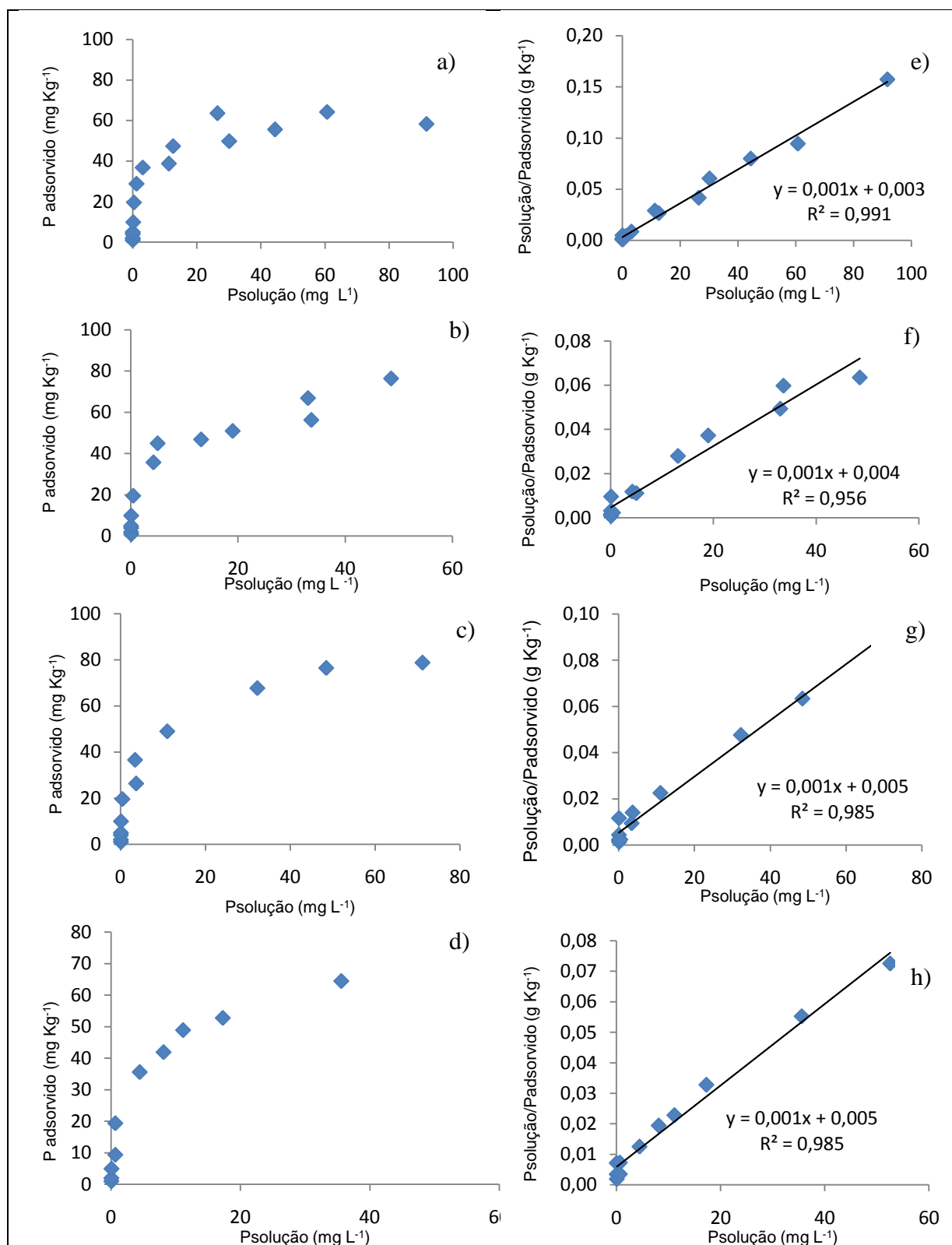
**Apêndice 8.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos Psolução/Padsorvido x Psolução da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Planossolo Háplico eutrófico solódico**, aos **96 dias após a drenagem** do para os baldes **não-alagados**.



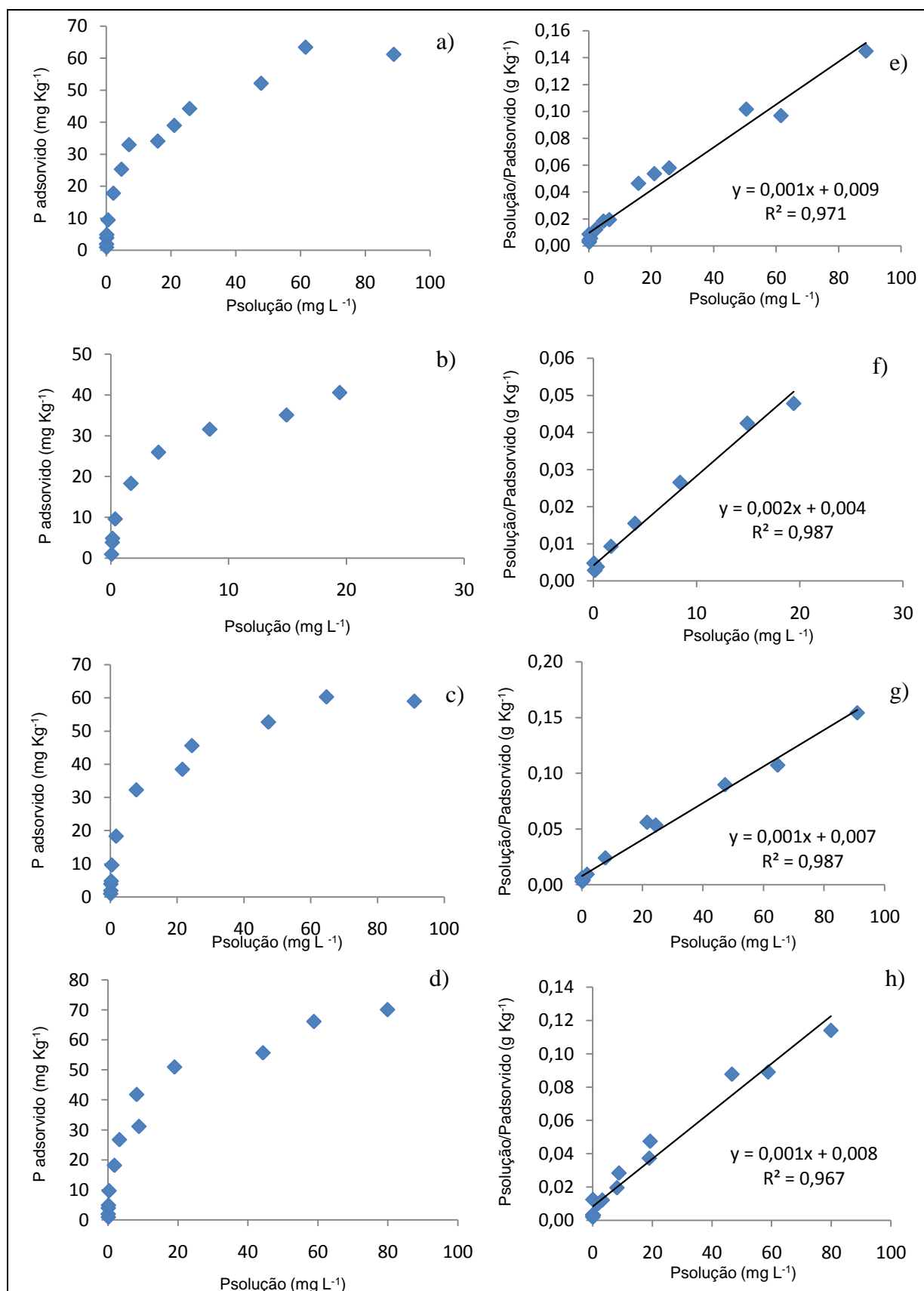
**Apêndice 9.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos  $P_{\text{solução}}/P_{\text{adsorvido}} \times P_{\text{solução}}$  da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Planossolo Háplico eutrófico solódico** aos 108 dias após a drenagem do solo para os baldes alagados.



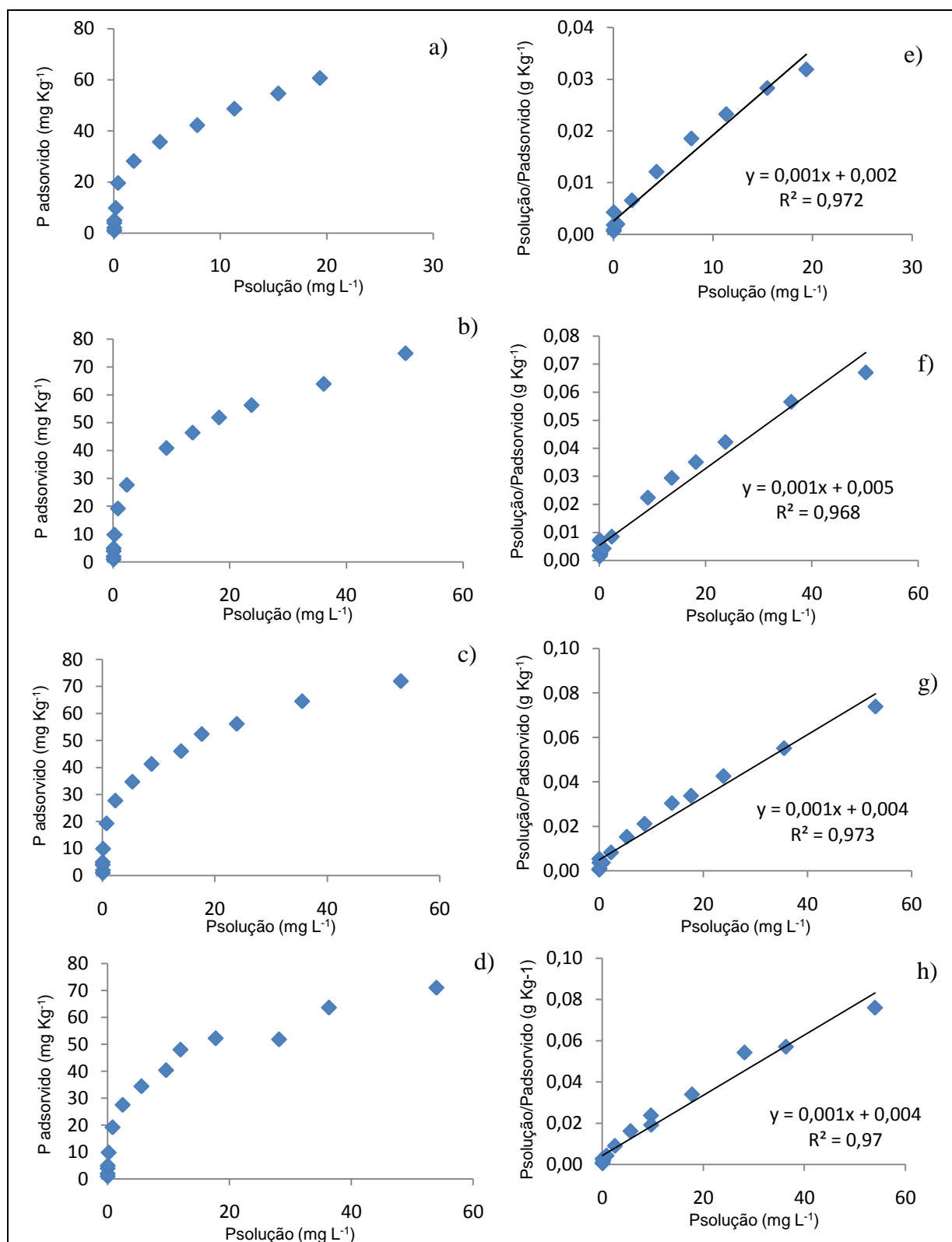
**Apêndice 10.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos Psolução/Padsorvido x Psolução da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Planossolo Háplico eutrófico solódico**, aos **108 dias após a drenagem** do para os baldes **não-alagados**.



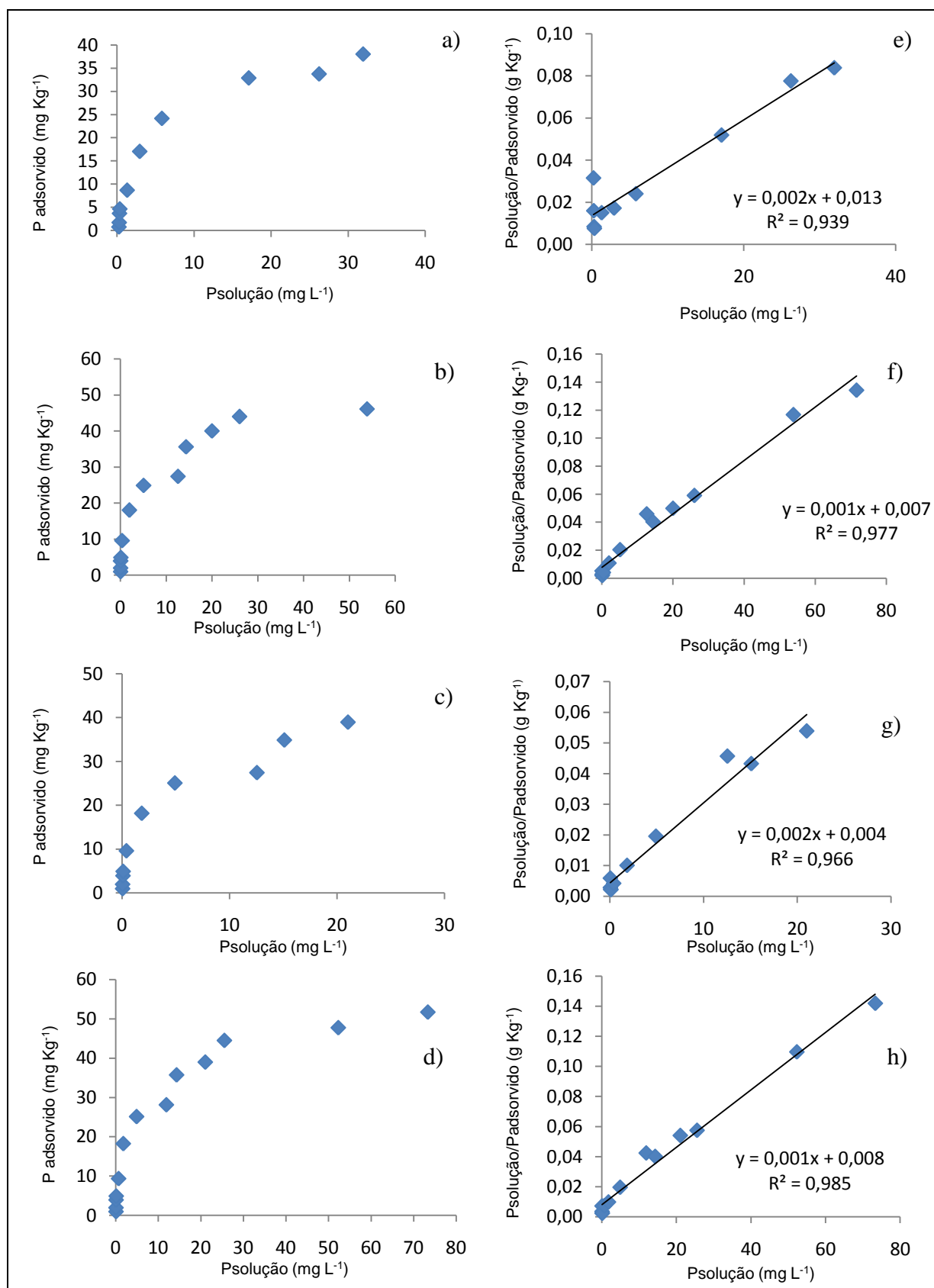
**Apêndice 11.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos Psolução/Padsorvido x Psolução da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico**, logo **após a drenagem** do solo para os **balde alagados**.



**Apêndice 12.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos  $P_{\text{solução}}/P_{\text{adsorvido}} \times P_{\text{solução}}$  da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Chernossolo Ebânico carbonático** logo **após a drenagem** do solo para os baldes não- alagados.

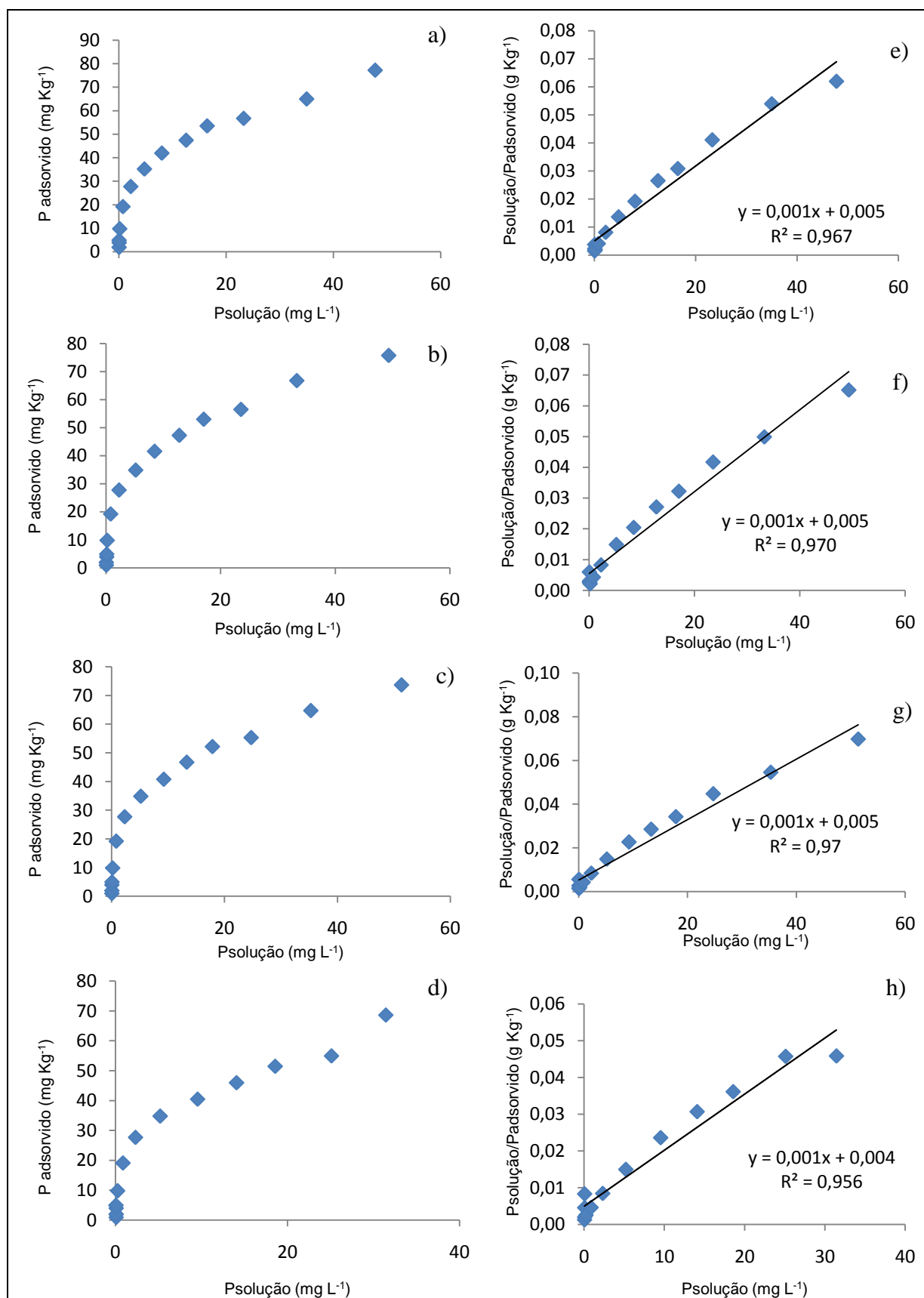


**Apêndice 13.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos P solução/P adsorvido x P solução da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico**, aos **36 dias após a drenagem** do solo para os baldes alagados.

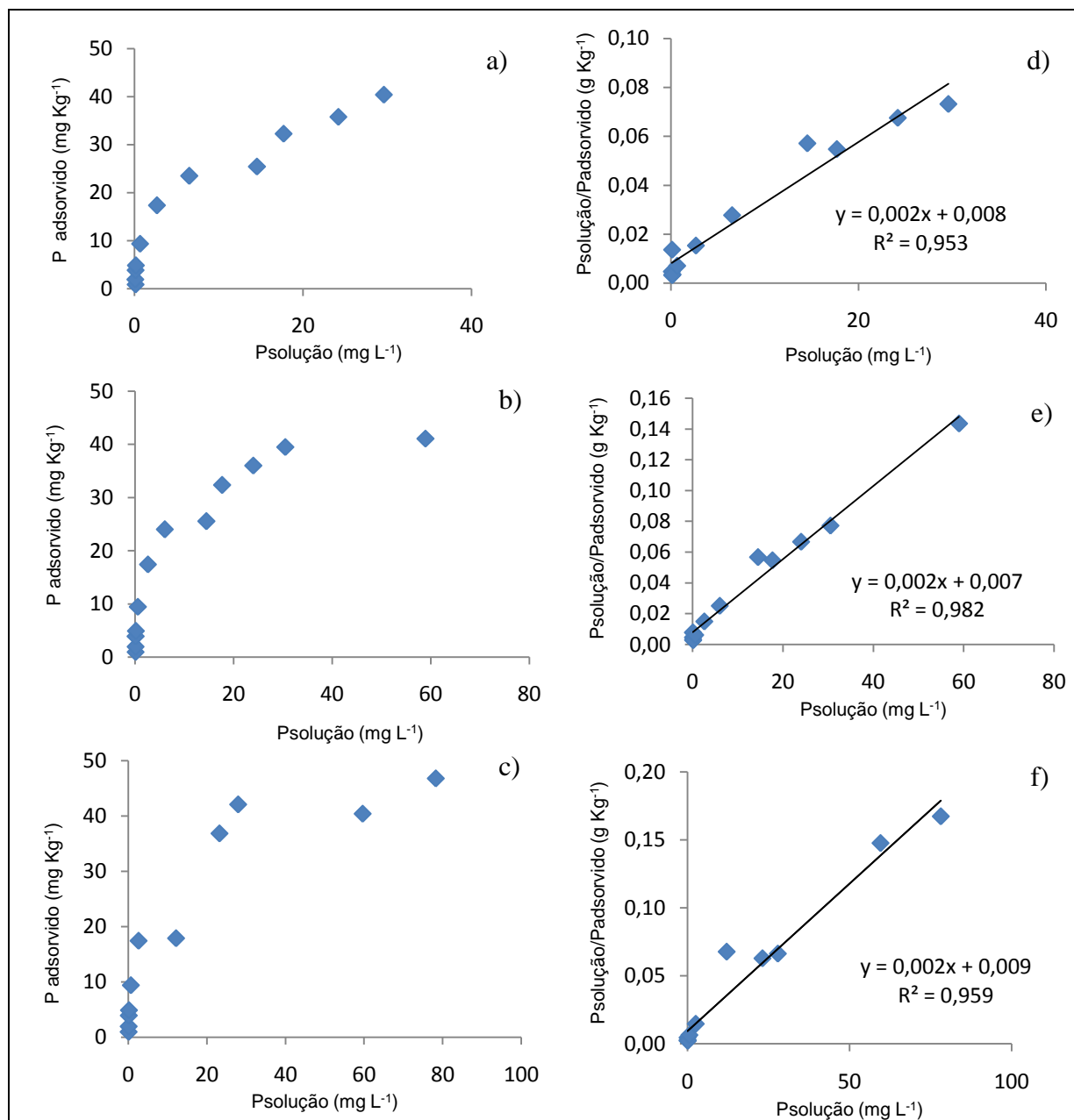


**Apêndice 14.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos P solução/P adsorvido x P solução da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico**, aos **36 dias após a drenagem** do solo para os baldes não-alagados.

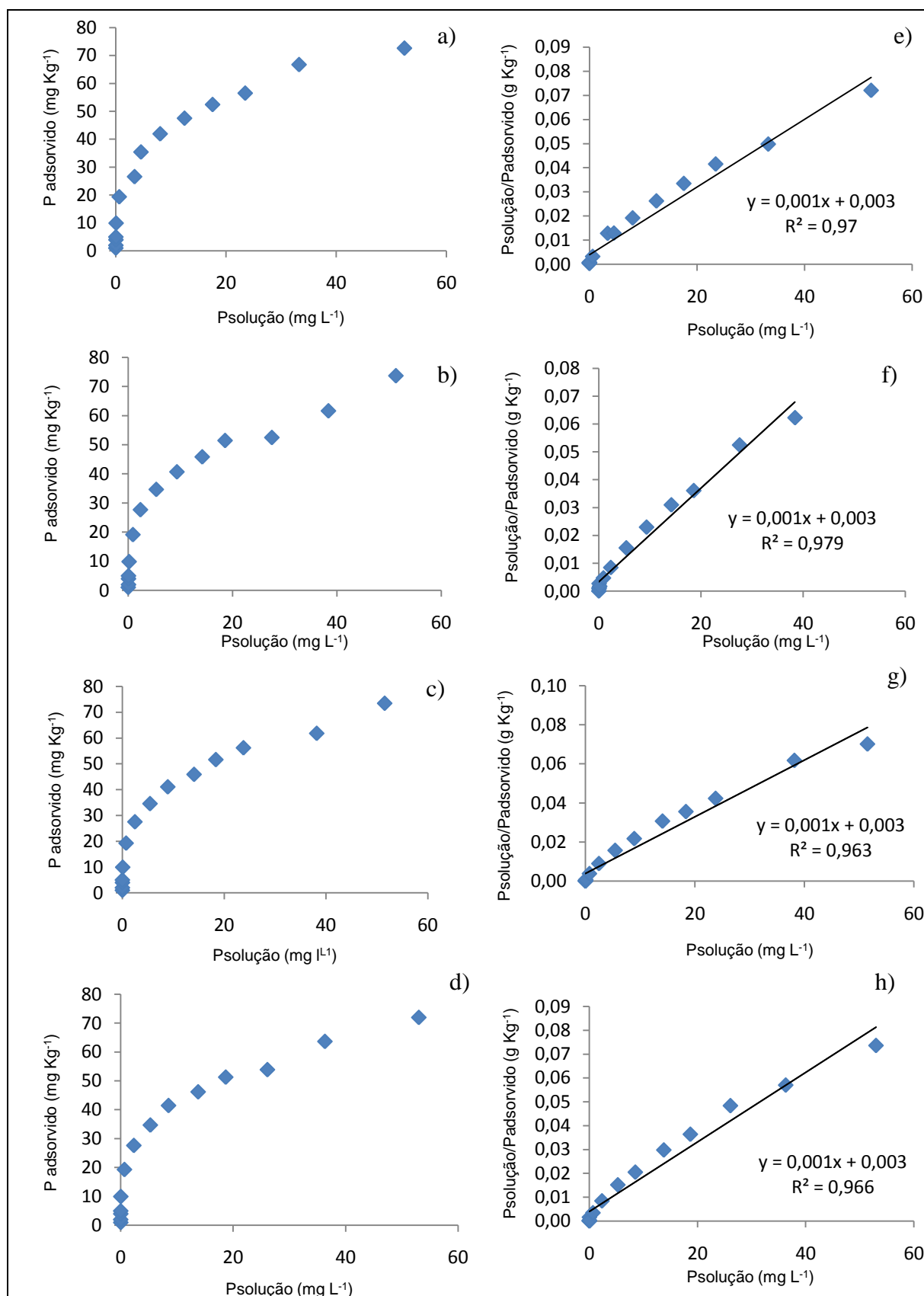




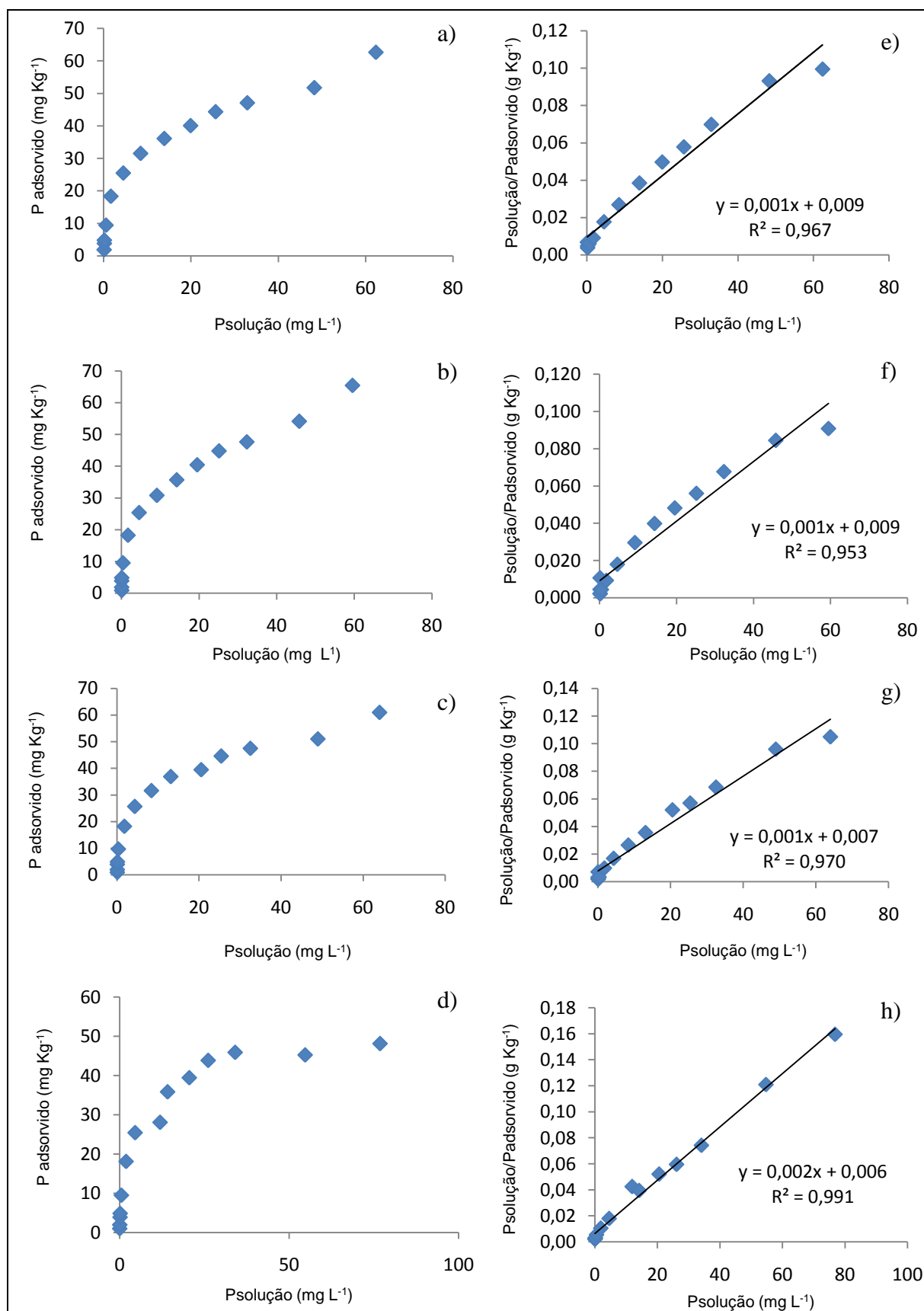
**Apêndice 15.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos  $P_{\text{solução}}/P_{\text{adsorvido}} \times P_{\text{solução}}$  da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico**, aos **66 dias após a drenagem** do solo para os baldes alagados.



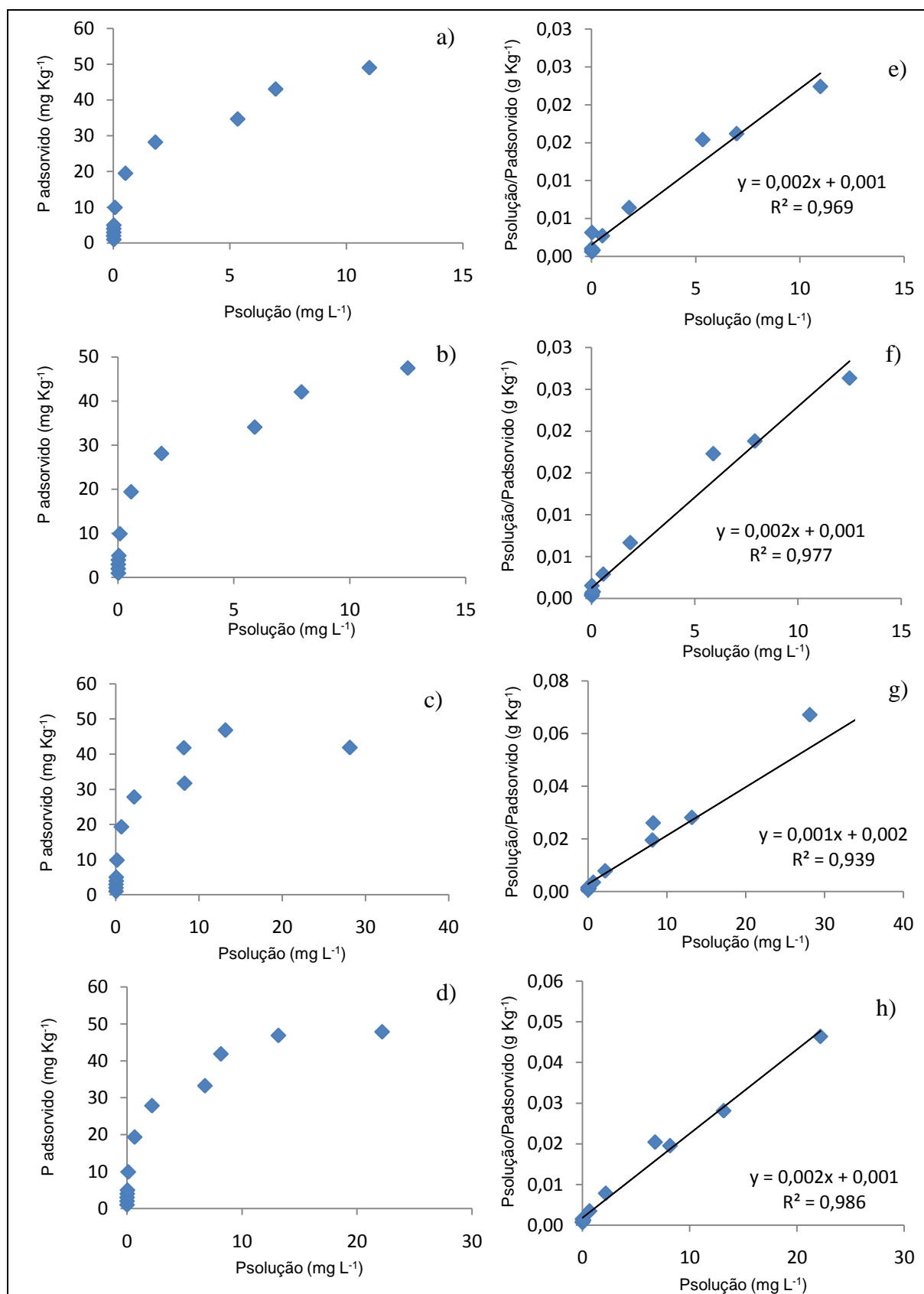
**Apêndice 16.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b e c) e distribuição dos pontos Psolução/Padsorvido x Psolução da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f e g) em um **Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico**, aos **66 dias após a drenagem** do solo para os baldes não-alagados.



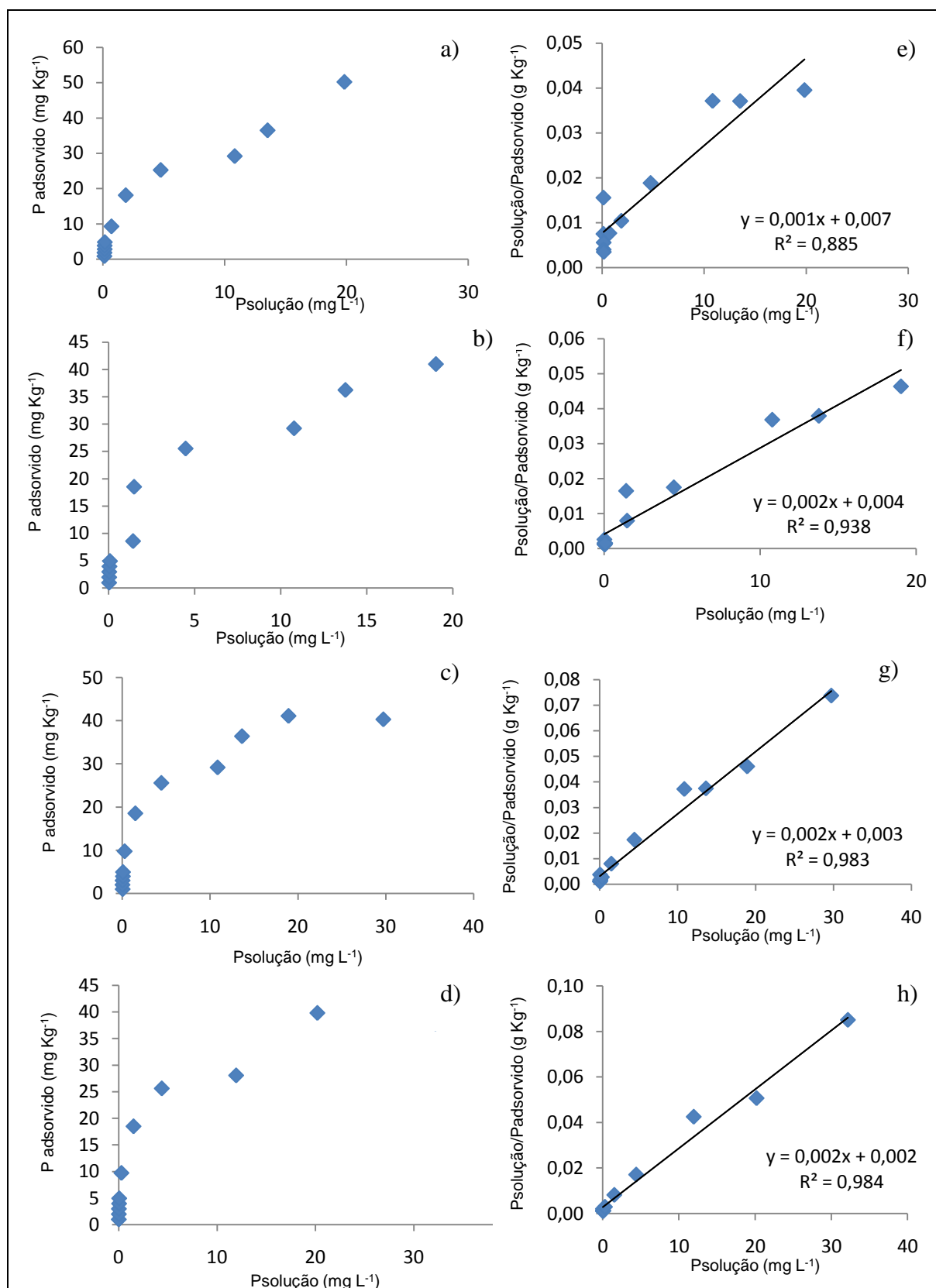
**Apêndice 17.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos  $P_{\text{solução}}/P_{\text{adsorvido}} \times P_{\text{solução}}$  da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico**, aos **96 dias após a drenagem** do solo para os baldes alagados.



**Apêndice 18.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos  $P_{\text{solução}}/P_{\text{adsorvido}} \times P_{\text{solução}}$  da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico**, aos **96 dias após a drenagem** do solo para os baldes não-alagados.



**Apêndice 19.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos Psolução/Padsorvido x Psolução da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico**, aos **184 dias após a drenagem** do solo para os baldes alagados.



**Apêndice 20.** Isotermas de adsorção de fósforo em função da aplicação de níveis crescentes de fósforo com as repetições (a, b, c e d) e distribuição dos pontos Psolução/Padsorvido x Psolução da forma linear da equação de Langmuir com as repetições respectivamente (e, f, g e h) em um **Chernossolo Ebânico carbonático vertissólico**, aos **184 dias após a drenagem** do solo para os baldes não-alagados.