



RICARDO CHAVES NETO

**ISOTERMA DE ADSORÇÃO DE FÓSFORO PROVENIENTE
DE SOLUÇÃO SUBMETIDA A TRATAMENTO MAGNÉTICO
PARA SOLO ARGILOSO**

**LAVRAS - MG
2019**

RICARDO CHAVES NETO

**ISOTERMA DE ADSORÇÃO DE FÓSFORO PROVENIENTE DE SOLUÇÃO SUME-
TIDA A TRATAMENTO MAGNÉTICO PARA SOLO ARGILOSO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Engenharia e Manejo de Irrigação e Drenagem, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Fábio Ponciano de Deus
Orientador

Prof. Dr. Luiz Antônio Lima
Coorientador

**LAVRAS - MG
2019**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA,
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Chaves Neto, Ricardo.

Isoterma de adsorção de fósforo proveniente de solução submetida a tratamento magnético para solo argiloso / Ricardo Chaves Neto. - 2019.

59 p. : il.

Orientador: Fábio Ponciano de Deus.

Coorientador: Luiz Antônio Lima

Dissertação (Mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Adubação fosfatada. 2. Fertirrigação. 3. Freundlich. I. de Deus, Fábio Ponciano. II. Lima, Luiz Antônio. III. Título.

RICARDO CHAVES NETO

**ISOTERMA DE ADSORÇÃO DE FÓSFORO PROVENIENTE DE SOLUÇÃO SUME-
TIDA A TRATAMENTO MAGNÉTICO PARA SOLO ARGILOSO**

**PHOSPHORUS ADSORPTION ISOTHERM DERIVED FROM A SOLUTION
SUMMITTED TO MAGNETIC TREATMENT FOR CLAYEY SOIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Engenharia e Manejo de Irrigação e Drenagem, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 18 de fevereiro de 2019.

Dr. Luiz Antônio Lima

UFLA

Dr. Michael Silveira Thebaldi

UFLA

Dra. Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques

Universidade do Vale do Rio Verde -
Unincor

Prof. Dr. Fábio Ponciano de Deus
Orientador

**LAVRAS -MG
2019**

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais José Pracildo Neto e Maria de Lourdes Chaves Neto, pelo apoio e por terem acreditado em mim.

Aos meus amigos que me ajudaram, durante esse período, Jonas, Jhones, Jeferson, Virgílio, Lis Lemos, Vanessa, Mauricio, Pamela, Yasmim, Rubens, André.

Aos meus amigos de república Otávio, Jimy Pavon e Rogério, pela paciência e pelos bons momentos.

Ao grupo de forró arte e compasso, pela alegria e pelas melhores aulas de forró.

Aos técnicos Renato e Elvis, pela ajuda e pelo ótimo trabalho prestado.

Aos meus professores: Alberto Colombo, Adriano Diotto, Coutinho de Oliveira Livia, Jacinto Carvalho Marcelo Viola, Livia Alves Alvarenga, Michael Silveira Thebaldi pelas excelentes aulas.

Ao meu orientador e professor: Fábio Ponciano de Deus e coorientador e professor Luiz Antônio Lima, pela orientação e por terem me ajudado a compreender melhor o meu trabalho.

Aos membros da banca examinadora, pela contribuição e críticas ao trabalho, e pelas sugestões.

Ao técnico de laboratório Marcos (LAADEG - Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia), pela ajuda nas análises químicas, e pelo treinamento na realização das análises de fósforo.

Às funcionárias do Departamento Recursos Hídricos Pamela e Luiza, pela ajuda e por manterem a organização no departamento.

À Universidade Federal de Lavras e o Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento, pela oportunidade da realização do mestrado.

MUITO OBRIGADO!

RESUMO

O fósforo é o macronutriente e um elemento essencial mais utilizado na agricultura. Em decorrência do processo de adsorção, grande montante do fósforo aplicado ao solo fica retido ao solo e indisponível as plantas. O uso de tratamento magnético, na agricultura, vem sendo utilizado com o intuito de aumentar a eficiência no uso da água e na disponibilização de nutrientes às plantas. Este trabalho tem como objetivo avaliar os efeitos da indução magnética na adsorção do fósforo pela metodologia de sorção por decantação, para diferentes concentrações de soluções de fósforo tratadas magneticamente e em ausência de tratamento magnético, bem como ajustar a curva de adsorção de fósforo aos modelos de isotermas usualmente utilizadas para adsorção do fósforo em solos. O estudo foi conduzido no Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento, da Universidade Federal de Lavras (UFLA). Para a condução do experimento foi realizado um delineamento em esquema fatorial de 6x3x3. Sendo 6 concentrações de fósforo (0, 50, 100, 150, 200 e 300 mg L⁻¹), três tempos de incubação T1 - (5 minutos), T2 - (1 hora) e T3 - (24 horas). Os três níveis de tratamentos das soluções referenciam-se a: (S1) solução fosfatada com ausência do tratamento magnético; (S2) água destilada magnetizada mais solução de fósforo e (S3) solução de fosfatada magnetizada. Para confecção das soluções o fertilizante mono-amônio-fosfato foi utilizado, e para magnetização foi utilizado o bloco magnetizador Sylocimol. Utilizou-se um Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico como solo. A magnetização procedeu-se submergindo o bloco na solução por 10 minutos. Após a magnetização foi colocado em um Bequer de 125 ml as soluções com 50 gramas de solo. A concentração relativa de fósforo solúvel foi realizada de uma alíquota do sobrenadante retirado de cada tratamento após os tempos de incubação. Foi calculado a capacidade máxima de adsorção, e utilizada para ajustes e validação dos modelos de isotermas, estabeleceu-se a escolher do modelo mais preciso. O ajuste dos modelos foi realizado pela ferramenta Solver do software Excel utilizando-se a metodologia da minimização do erro das somas dos quadrados. A validação foi realizada avaliando os índices: Teste F (1 e 5%) e coeficiente de determinação (R²). As constantes dos modelos e os valores de adsorção foram submetidas à análise de variância e teste Scott-knott a 1 e 5% de significância, utilizando o software estatístico AgroStast. Foi possível observar que o modelo de Freundlich foi o que obteve o melhor ajuste para todos os tratamentos, com coeficiente de determinação acima de 97% e significativo a 1% para todos os tratamentos. Com relação à constante de heterogeneidade de Freundlich “n”, obtém-se um comportamento linear positivo. Assim a relação “1/n” tende a diminuir com o passar do tempo, ou seja, o sistema fica cada vez mais homogêneo, tendendo ao equilíbrio de adsorção. Os tempos de contato e concentrações foram os principais atributos à adsorção para todos os tratamentos, intensificando a adsorção para maiores tempos de contato e maiores concentrações. A ordem de indução magnética mostrou ser significativa para todas as soluções, indicando promover alteração na capacidade de adsorção. A solução S2 (havendo a magnetização da água) promoveu a ocorrência dos maiores valores de capacidade de adsorção, para concentração acima de 150mg L⁻¹ de fósforo, devido a maior capacidade e solubiliza da água promovida pelo campo magnético. A solução S3 (com magnetização da solução fosfatada), promoveu os menores valores de adsorção, indicado que o tratamento magnético para esse tratamento pode promover maior disponibilidade do fósforo na solução. Devido a uma possível cristalização do fósforo. Para concentrações abaixo de 100 mg L⁻¹ de fósforo o tratamento magnético não mostrou influência na capacidade de adsorção para os diferentes níveis dos tratamentos.

Palavras-chave: Adubação fosfatada. Fertirrigação. Freundlich. Tratamento magnético da água.

ABSTRACT

Phosphorus is the micronutrient and essential element most used in agriculture. A large amount of phosphorus applied to the soil is retained and unavailable to the plants due to its adsorption process. The use of magnetized treatment in agriculture has been used to increase the efficiency in water use and nutrient availability to plants. Therefore, the objective of this study was to evaluate the effects of the magnetic induction on the dynamics of phosphorus using sorption through the decantation methodology for different concentrations of phosphate solutions magnetically treated for clayey soils. Another objective was validating the phosphorus adsorption isotherm models using the Linear, Langmuir, Freundlich, and Redlich-Perteson isotherm models. We conducted the study at the Department of Water Resources and Sanitation of the Universidade Federal de Lavras (UFLA). The experiment used a design in 6x3x3 factorial scheme with six concentrations of phosphorus (0, 50, 100, 150, 200, and 300 mg/L), three incubation periods (T1 – 5 minutes; T2 – 1 hour; T3 – 24 hours), and three treatment levels (S1 – solution of distilled water and phosphorus without magnetic treatment; S2 – magnetized distilled water and phosphorus solution, and S3 – magnetized phosphate solution). We used a mono-ammonium-phosphate (MAP $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) to elaborate the solutions, using the Sylocimol magnetizing block for magnetization. The magnetization occurred by submerging the block in the solution for 10 minutes, after which the solution was placed in a Breque of 125 mL of solution and 50 g of soil, according to Caessen (1997). The relative concentration of soluble phosphorus was obtained using an aliquot of the supernatant removed from each treatment after the incubation periods using the methodology proposed by Braga and DeFilippo (1974). Using the data obtained, we calculated the maximum adsorption capacity for each treatment, later using the simulation by isotherm models to validate and choose the model that best estimates the data. We used the Solver tool of the Excel software to adjust the models through the square sum error minimization methodology, evaluating the F test index (1 and 5%) and the coefficient of determination (R^2). The constants and adsorption values were submitted to the analysis of variance and Scott-Knott test at 1 and 5% of significance using the AgroStast statistical software. In conclusion, the Freundlich model presented the best adjustment for all treatments, with a coefficient of determination superior to 97% and significant at 1%. The behaviors of the adsorption curves were exponential. Therefore, one cannot use linear behavior models which presuppose a linear isotherm, as proposed by Ogata (1961), to employ simulations of phosphorus dislocation in the soil since they presuppose a linear isotherm. We obtained a positive linear behavior for the Freundlich heterogeneity constant 'n'. Thus, the relation "1/n" decreases over time, that is, the system becomes ever more homogeneous, tending to a balance. The times of contact and concentration were the primary attributes to the adsorption for all treatments, presenting higher values of adsorption for higher times and concentrations. The order of magnetic induction was significant for all solutions, indicating the change in adsorption capacity. The solution S2 (with only magnetized water) promoted higher adsorption capacity for concentrations superior to 150 mg/L of phosphorus. Solution S3 (magnetized phosphorus solution) promoted lower adsorption values, indicating that magnetizing this treatment can promote higher phosphorus availability in the solution due to a possible crystallization of the phosphorus, the magnetic treatment did not change the adsorption capacity for the different treatments.

Keywords: Phosphate fertilization. Fertirrigation. Freundlich. Molecular water.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema da montagem experimental do processo de magnetização das soluções utilizadas no experimento.	30
Figura 2 - Comportamento da capacidade máxima de adsorção de fósforo (mgL^{-1})- em função da concentração absoluta (C_0, C_1, C_2, C_3, C_4 e C_5), para as diferentes combinações de tipos de solução (S_1, S_2 e S_3) e tempos de contato (T_1, T_2 e T_3).....	37
Figura 3 - . Isotermas de adsorção, para os modelos: Linear, Langmuir, Freundlich e Redlich-Peterson, levando em consideração níveis de solução (S_1, S_2 e S_3), tempos de contato (T_1, T_2 e T_3) para as diferentes concentrações (C_0, C_1, C_2, C_3, C_4 e C_5).	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Entalpia de vaporização (ΔH_{vap}), tensão superficial (γ) e viscosidade da água magnetizada (η) e ausência de magnetismo.....	13
Tabela 2 - Caracterização física e química do solo utilizado no experimento.	34
Tabela 3 - Mineralogia do solo determinada por meio de digestão em ácido sulfúrico.....	35

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
1.1	Hipótese	11
1.2	Objetivo geral	12
1.3	Objetivos específicos	12
2	REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1	Teoria do tratamento magnético da água	13
2.2	Uso da água magnetizada na agricultura	14
2.3	Adsorção do fósforo nos solos	15
2.4	Uso da adubação fosfatada via fertirrigação e movimentação de água no solo	19
2.5	Princípios da adsorção e cinética de adsorção	21
2.6	Isoterma Linear	23
2.6.1	Isoterma de Langmuir	24
2.6.2	Isoterma de Freundlich	26
2.6.3	Isoterma de Redlich-Peterson	28
3	MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1	Descrição do local do experimento	29
3.2	Magnetização da solução	30
3.3	Procedimento experimental	30
3.4	Delineamento experimental e análise dos dados	32
3.5	Ajustes e validação dos modelos de isoterma de adsorção	33
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1	Análise física e química do solo	34
4.2	Comportamento geral da adsorção de fósforo para os diferentes tratamentos	36
4.3	Influência do efeito combinado das variáveis avaliadas na adsorção do fósforo em solo	38
4.4	Isotermas de adsorção	43
5	CONCLUSÃO	50
	REFERÊNCIAS	51

1 INTRODUÇÃO

Com o rápido desenvolvimento técnico-científico todos os campos da agricultura passaram a empregar alta tecnologia no desenvolvimento de suas atividades. A engenharia de irrigação é área que está à frente tecnologicamente, em razão de sua importância para o aumento da produtividade e o uso eficiente da água. Atualmente, tem se investigado uma nova temática de estudo, que consiste no uso da indução magnética da água na agricultura, com o intuito de proporcionar o aumento de produtividade, maior eficiência no uso da água e melhor disponibilidade de nutrientes para as plantas.

A maior eficiência na disponibilidade e movimentação de nutrientes no solo, quando a água é submetida ao tratamento magnético, está relacionada às alterações das propriedades físicas e químicas da água (TOLEDO et al., 2008), que também influenciam na distribuição das cargas espaciais dos coloides nos solos (LOPES et al., 2010). Dentre os macro e micronutrientes, o fósforo apresenta maior indisponibilidade às plantas e menor mobilidade nos solos tropicais e tropicais úmidos. Esse fator está ligado à alta capacidade de adsorção do fósforo pelos minerais óxidos de ferro e alumínio, encontrados nesses solos, o que determina maior indisponibilidade e complexidade do manejo desse nutriente (KARATHANASIS; SHUMAKER, 2009).

De acordo com Dias (2018), o Brasil já utilizou em seu solo um montante de 45,7 milhões de toneladas de adubo fosfatado e, desse montante, estima-se que cerca de 2,2 milhões ainda estejam fixados nos solos. Existem diversos estudos relacionados ao manejo do fósforo no solo, a fim de aumentar sua disponibilidade, tal como o uso de diversas fontes de fósforo (BORGES; SILVA, 2002), de diferentes tipos de manejos, como inoculação de micorrizas (NELSEN; SAFIR, 1982), parcelamento das doses de fósforo em fertirrigação, utilizando-se os diversos métodos de irrigação (ZANINI et al., 2007). Com a produção de adubos de maior solubilidade, principalmente os adubos fosfatados, o setor da agricultura mais tecnificada passa a realizar a adubação predominantemente via sistema de irrigação. Nesse sentido, em estudo de Lopes et al. (2010), a utilização de soluções magnetizadas influencia na redistribuição de cargas dos coloides, o que leva a uma maior disponibilidade de nutrientes às plantas. Desse modo, a utilização de fertirrigação fosfatada, aliada ao tratamento magnético possibilitaria maior disponibilidade de nutrientes às plantas.

O primeiro passo para determinar o comportamento de adsorção de uma substância no solo é a utilização do ajuste de isotermas de adsorção, utilizando para isso os modelos mais

usuais de isoterma em solo, tais com as isotermas Linear, de Langmuir, de Freundlich e de Redlich-Peterson, com a finalidade de ajustar um modelo matematicamente. Após verificar a veracidade desses modelos, é possível dar sequência aos estudos de movimentos de contaminação ou deslocamento de nutrientes no solo, utilizando-se modelos com mais variáveis, tal como modelo posposto por Reichardt (1996) e van Genuchten e Wierenga (1986).

As isotermas de adsorções caracterizam o processo de adsorção em um substrato, relacionando a presença de sítios de ligações e as forças com que uma molécula ou íons são retidos por esses sítios, bem com a influência das quantidades e ocorrências de sítios na superfície do substrato. Os modelos de isotermas exponenciais, tal como a isoterma de Freundlich, tem sua maior aplicabilidade na determinação da adsorção de nutriente em solo com alta heterogeneidade de forma e de força de atração dos seus sítios de ligações, bem como permite a formação de múltiplas camadas do adsorvato, característica de solos de regiões tropicais. Os modelos de isoterma linear e de Langmuir são mais aplicáveis nos processos de adsorção no qual há maior homogeneidade dos sítios energéticos e das forças de atração das moléculas e íons, e das suas disposições dos sítios de ligações, bem como a ocorrência de formação da adsorção em monocamadas. O modelo de isoterma de Redlich-Peterson possui característica mista entre os modelos de Langmuir e Freundlich. A escolha por determinado modelo deve levar em conta as características do material adsorvente, mas algumas limitações teóricas dos modelos podem não explicar satisfatoriamente o comportamento da adsorção, o que pode ser minimizado pela aplicação mútua dos modelos e de suas validações (GILES e SMITH 1961; FEBRIANTO, 2009).

Sendo assim, conduziu-se este trabalho com o objetivo de avaliar os efeitos da indução magnética na adsorção do fósforo pela metodologia de sorção por decantação em solo argiloso, para diferentes concentrações de soluções de fósforo tratadas magneticamente e em ausência de tratamento magnético, bem como ajustar a curva de adsorção de fósforo aos modelos de isoterma usualmente utilizadas para adsorção do fósforo em solos.

1.1 Hipótese

A presente pesquisa propõe a validação da seguinte hipótese de trabalho: a indução magnetizada de soluções fosfatadas preparadas de formas diferentes, causará diferenciação na adsorção de fósforo em solo argiloso, apresentando diferentes magnitudes para as combinações de concentração absoluta e tempo de incubação.

1.2 Objetivo geral

Buscando contribuir com informações técnico-científicas que proporcionem o entendimento das relações entre as variáveis intervenientes na adsorção de fósforo, o objetivo geral dessa pesquisa foi avaliar os efeitos da indução magnética na adsorção do fósforo pela metodologia de sorção por decantação, para diferentes concentrações de soluções de fósforo tratadas magneticamente e em ausência de tratamento magnético, bem como ajustar a curva de adsorção de fósforo aos modelos de isotermas usualmente utilizadas para adsorção do fósforo em solos.

1.3 Objetivos específicos

- a) Realizar o ensaio de sorção de fósforo por decantação, para soluções com diferentes concentrações de fósforo e tempos de incubação, tratadas magneticamente e em água sem tratamento magnético;
- b) Validação de modelo de isoterma de adsorção do fósforo em solos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Teoria do tratamento magnético da água

A água é classificada como diamagnética (Substancia que na presença de campo magnética, orientar o vetor magnética contrário ao campo externo, não havendo um momento dipolo magnético resultante), mas sofre alteração quando exposta a campos elétricos, magnéticos ou radiação eletromagnética (COSTA; PRUNTY, 2006). De acordo com Toledo et al. (2008), a exposição da água a campos magnéticos altera as suas propriedades físicas e químicas, em razão da competição das forças intra e intermoleculares das ligações de hidrogênio nas moléculas de água. O efeito do magnetismo enfraquece as ligações de hidrogênio intercluster, reduzindo o tamanho dos aglomerados, e aumentando o número de vizinhos, resultando no aumento da entalpia de vaporização (calor de vaporização), tensão superficial e viscosidade da água. Essas alterações nas propriedades físicas da água fazem com que os aglomerados de água fiquem com maior superfície de contato, menor taxa de evaporação, e maior capacidade de solubilidade da água TOLEDO et al. 2008) na Tabela 1.

Tabela 1 - Entalpia de vaporização (ΔH_{vap}), tensão superficial (γ) e viscosidade da água magnetizada (η) e ausência de magnetismo.

Variáveis	ΔH_{vap} (kJ mol ⁻¹)	γ (mNm ⁻¹)	η (μPa S)
Água	50,8 ± 0.46	72,27 ± 0,37	964,42 ± 1,19
Água magnetizada	68,86 ± 0.49	75,5 ± 0.232	996,63 ± 4,42
Teórico	44,12	72,27	961,10

Fonte: Toledo et al. (2008).

Alguns fatores como o tempo de exposição e intensidade do campo magnético influenciam diretamente na taxa de magnetização da molécula de água (PANG; DENG, 2008), sugerindo que o meio exposto ao magnetismo possui uma capacidade de magnetização, relacionada aos elementos magnetizáveis e corrente elétrica molecular com magnetismo. Após a saturação magnética da solução ocorrem poucas mudanças, mesmo com o aumento da intensidade do campo magnético, indicando claramente a existência de elementos na estrutura da molécula de água que possibilitam a magnetização. A formação de pequenos ímãs moleculares com corrente elétrica são os fundamentos teóricos da magnetização da água proposto por Pang (2006).

Pang e Deng (2008) descrevem a duração da magnetização ou efeito residual da magnetização, ou seja, duração dos efeitos da magnetização, após a remoção do magnetizador. Esse

intervalo de tempo necessário para a desmagnetização é denominado efeito da memória da água magnetizada. Os autores verificaram que a exposição a campos magnéticos de intensidades de 600, 2000, 3000, 4400 GAUS, resultaram em efeitos de memória de 35, 45, 58 e 60 minutos respectivamente. Os autores relacionaram o tempo do efeito da memória com os elementos magnetizáveis, a formação de correntes elétricas moleculares, temperatura, intensidade e duração do campo. Os efeitos da temperatura são inversamente aos efeitos do campo, ou seja, quanto maior a temperatura, maior a energia cinética da molécula, assim ocorrem menores efeitos da magnetização. A compreensão das relações entre o aumento e redução da temperatura combinados com efeitos do campo são pouco entendidos, em decorrência dos efeitos da histerese. A dualidade de comportamento quando induz a água a campos magnéticos e temperatura crescente e decrescente, causa efeitos combinados de histerese o que dificulta as interpretações.

2.2 Uso da água magnetizada na agricultura

O uso da água magnetizada na agricultura é uma prática que tem levantado grandes debates no âmbito da teoria e da prática. De acordo com Lopes et al. (2010), o uso do magnetismo na irrigação incorpora o *know how* e designer tecnológico, que utiliza da técnica de indução da transferência de prótons da ponte de hidrogênio da molécula de água e induz a alterações nas características físico-químicas da água. A solução magnetizada no solo altera as trocas iônicas e a redistribuição das cargas espaciais dos coloides, podendo definir interações covalentes entre as partículas húmicas, reações de quelação na presença de cátions e precipitação de íons.

Após a magnetização da solução, ocorre a fragmentação dos aglomerados de água (clusters), levando a um maior número de aglomerados de menor dimensão, que resulta em maior tensão superficial e viscosidade da água (Tabela 1) (TOLEDO et al., 2008). Assim, quando a solução magnetizada é aplicada na agricultura, observa-se o aumento da eficiência no uso da água, em decorrência da diminuição das perdas por evaporação e percolação, observados em sistemas de irrigação (AL-OGAIDI et al., 2017). A utilização de água magnetizada leva também a um aumento da faixa efetiva de irrigação, em razão da maior expansão lateral do bulbo molhado, decorrente da maior capacidade de interação da água com outras superfícies após a magnetização, que está relacionada à maior coesão molecular da água (KHOSHRAVESH et al., 2011).

Sementes submetidas às soluções magnetizadas apresentaram maior taxa de germinação, em decorrência das alterações dos processos bioquímicos de formação de radicais livres,

de estimulação das atividades de síntese de enzimas, de maior transporte e assimilação de nutrientes e otimização das atividades enzimáticas e dos reguladores de crescimento (RADHAKRISHNAN; KUMARI, 2012). De acordo com Hachicha et al. (2016), também foi observada influência na divisão, no alongamento e na diferenciação celular, que pode ser constatada pela variação de potenciais nos tecidos (regulação osmótica) e das concentrações dos íons intracelulares, possibilitando a maior entrada de água nos tecidos vegetais e maior desenvolvimento.

Os estudos também apontaram influência do magnetismo nas atividades das enzimas fotossintéticas Rubiscos, evidenciada pela maior fixação de carbono. Também foi observada influência da solução magnetizada no metabolismo dos carboidratos, envolvendo enzimas como alfa amilase e beta amilase, na indução e prevenção da degradação de proteínas e aumento significativo na concentração dos nutrientes N, K, Ca, MG, Fe, Mn, e Zn nos tecidos vegetais (HACHICHA et al., 2016; HOŁUBOWICZ et al., 2014).

O uso de solução magnetizada também minimizou os efeitos do estresse hídrico. De acordo com Selim e El-Nady (2011), a interação da solução magnética com o estresse a 40, 60 e 80% da capacidade de campo do solo promoveu maior desenvolvimento das raízes, das partes aéreas, da altura das plantas e da massa seca, além de promover o aumento de clorofila e carotenoides nas folhas. Também foi verificado o aumento de pigmentos fotossintéticos, relacionado ao aumento do conteúdo de prolina nos tecidos, que pode ser justificado pelo aumento de magnésio e potássio e do hormônio giberélico. O efeito do campo magnético proporcionou o aumento da permeabilidade da membrana celular, responsável pela maior taxa de germinação de sementes, sendo observados valores superiores de desenvolvimento das plantas quando submetidas ao efeito do campo, levando a conclusão de que o uso do magnetismo tem importante papel na proteção das plantas contra os efeitos do estresse hídrico e contribui com maior economia de água.

2.3 Adsorção do fósforo nos solos

O fósforo é um dos macronutrientes mais utilizados na agricultura. Seu manejo e aplicação devem seguir recomendações criteriosas, pois o fosfato torna-se facilmente indisponível para as plantas, principalmente em regiões tropicais e subtropicais úmidas. Isso ocorre em razão da alta adsorção do fósforo, principalmente em solos com alto teor de argila e elevados teores de minerais do tipo Goethita, Gibbissita, Vermiculita, Hematita e óxidos de Fe e Al,

característicos de solos com alto grau de intemperismo (CRISPIM VILAR et al., 2010; KARATHANASIS; SHUMAKER, 2009; VALLADARES; PEREIRA; ANJOS, 2003).

Crispim Vilar et al. (2010) e Karathanasis e Shumaker (2009) concluíram que a adsorção do fósforo ocorre de preferência pelos óxidos de alumínio e de ferro, sendo de maior importância os minerais Vermiculita e Esmectita na adsorção do fósforo quando comparados com a Goethita e a Gibisita. Ocorre nesses minerais uma competição antagonista entre o óxido de ferro e alumínio amorfo e óxidos de alumínio intercamada, o que justifica o efeito da mineralogia na sorção do fósforo. A adsorção do fósforo pelos minerais Goethita e Gibisita ocorre nas intercamadas dos óxidos, ocorrendo ao logo tempo de exposição.

De acordo com Mayumi Tokura et al. (2011), a adsorção dos íons fosfatos podem ser retardada quando outros ânions estiverem presentes no solo, tais como o silício e íons orgânicos, por haver uma competição com os sítios de ligações nas superfícies dos coloides, o que permite maior labilidade do fósforo no solo. A adsorção é mais pronunciada em solos com alto grau de intemperismo, em razão da elevada concentração de minerais óxidos que possuem ligações mais específicas com o fósforo, mas essas ligações não apresentam estabilidade irreversível, podendo tornar-se lábil (disponível à solução do solo) com o passar do tempo. Solos com elevada concentração de matéria orgânica e com altos teores de compostos húmicos, adsorvem o fósforo, em razão da formação de ponte de cátions com ferro, alumínio e cálcio, que retém o íon fósforo, que pode ser verificado por coeficiente de retardamento e dispersão (ANAMI et al., 2008).

Em trabalhos que avaliam a sorção do fósforo com temperatura até 30° C conclui-se que com o aumento da temperatura do solo, a sorção do fósforo tende a aumentar, levando ao aumento da concentração de fósforo adsorvido aos coloides, ocorrendo assim uma reação exotérmica. Na dinâmica do fósforo no solo, a temperatura é extremamente importante na dessorção do fósforo para a disponibilização às plantas, também havendo uma redução na concentração de fósforo em ambientes recentemente drenados (HERNÁNDEZ; MEURER, 2000; SAH; MIKKELSEN, 1986).

A apatita é um mineral primário que contém fósforo na sua estrutura, e a liberação do íon ortofosfato no solo está ligada a fatores ambientais e às propriedades físicas e químicas desse mineral (MELO; ALLEONI, 2009). O fósforo pode ser encontrado de duas formas no solo, como fósforo inorgânico (P_i) e fósforo orgânico (P_o). Os fósforos podem estar livres na solução, ligados aos minerais primários ou adsorvidos. A adsorção dos íons ocorre com oxihidróxidos de ferro e alumínio, de forma monodentada, bidentadas e binucleadas. Com o passar

do tempo, as ligações fósforo com óxidos tendem às especificidades, formando compostos binucleados, de difícil reversibilidade, sendo este processo denominado como o envelhecimento do fósforo. A capacidade de o fósforo retomar o equilíbrio com a solução do solo define sua labilidade. Em razão da baixa concentração de rochas com fonte de fósforo, nos solos tropicais cerca de 5 a 80% do fósforo é oriundo de fontes orgânicas. A absorção do fósforo pelas plantas ocorre quando o íon se encontra na forma de íon inorgânico e orgânico solúvel na solução do solo (ortofosfato, fosfato reativo ou P-orto) (H_2PO_4^- e HPO_4).

A utilização do método de extração de fósforo no solo sempre foi um tema complexo. Em decorrência dos diferentes extratores, tais como a resina de troca aniônica, Olsen, Bray 1, Bray 2, Valor L, valor E, Mehlich 1, Égner, papel de filtro tratado com hidróxido de ferro, água, Truog, Morgan e CaCl_2 mostram o quão variável podem ser os métodos de estimativa. O avanço no conceito teórico da dinâmica do fósforo possibilitou maior entendimento da dinâmica do fósforo no solo. O conceito da quantidade disponível, “fósforo lábil”, foi marco para o entendimento e a avaliação do fósforo no solo. Define-se como capacidade tampão de fósforo no solo, a capacidade do solo em manter determinado nível de fósforo na solução (DA SILVA, FÁBIO CESAR; VAN RAIJ, 1999).

Dentre os termos capacidade, intensidade, difusão e quantidade, este último é o que tem maior impacto na absorção pelas raízes (DALAL; HALLSWORTH, 1976; SILVA; RAIJ, 1999). O fósforo remanescente é um índice utilizado para quantificar a capacidade de retenção do fósforo pelo solo, quanto maior esse índice, maior é a retenção de fósforo pelo solo, após determinado intervalo de tempo. Sendo assim, as recomendações utilizam a concentração do fósforo remanescente na solução e possuem alta correlação com a textura, mineralogia do solo, e com os teores de matéria orgânica.

Os extratores utilizados na estimativa do fósforo podem influenciar diretamente os resultados, como relatam Silva e Raij (1999). Os extratores ácidos conseguem extrair o fósforo ligado ao cálcio e têm pouco efeito sobre o fósforo ligado aos óxidos. Os extratores alcalinos foram desenvolvidos para solos calcários por reduzirem a atividade do Ca^{2+} na solução. O uso da resina de troca iônica tem maior importância por ser o método mais eficiente na estimativa, caracterizado por estabelecer o equilíbrio com o P lábil da solução. A resina de troca aniônica é composta por arranjo matricial de cadeias de poliestireno, com a presença de grupos funcionais (NH_3^+OH^-), no qual estabelece uma transferência química para a resina, na qual o fósforo é adsorvido, fazendo deste o método que mais se aproxima das condições de assimilação das plantas e que quantifica apenas o fósforo lábil.

A análise de concentrações de fósforo no solo ou em solução líquida utiliza extratores de caráter ácido, que têm como objetivo liberar o íon fósforo adsorvido e absorvido para a solução. O princípio do método é a reação entre os íons ortofosfato (PO_4^{3-}) com o molibdato (MoO_4^{2-}) em meio fortemente ácido, formando o heteropoliácido 12-molibdofosfórico, tendo com produto o azul de molibdênio, cuja intensidade de cor é proporcional à concentração de fosfato presentes na amostra (MASINI, 2008). Por meio da espectrofotometria de ultravioleta/visível (UV/VIS) é determinada a concentração de fósforo (HOLLER et al., 2009). Outra fonte ácida pode ser utilizada nesse processo, como o ácido ascórbico, que apresenta resultados semelhantes, além de proporcionar menor custo e apresentar menor risco à saúde do laboratorista (SILVA; RAIJ, 1999).

De acordo com Generoso et al. (2018), no tratamento magnético da solução fosfatada em latossolo, utilizando-se a técnica do deslocamento miscível, analisando-se o coeficiente de distribuição “Kd” e retardamento “R, verificou-se maior retenção do fósforo para maiores concentrações”, sendo o fator quantidade de íons na solução os principais atributos da movimentação dos íons solo, representado pelo fator de distribuição “Kd”. Em menor concentração, relata maiores valores de “Kd” o que implica que todos os íons foram adsorvidos, tendo assim menor participação nos processos de movimentação. Já em solo quartzarênico possibilitou-se maior movimentação do fósforo sob tratamento magnético, em razão da menor capacidade de trocas catiônica (CTC) desse solo, o que demonstra que o efeito da solução magnética no solo é influenciado pela propriedade físico-químicas do solo.

De acordo com Bastos et al. (2008) e Costa e Prunty (2006), a diminuição do teor de umidade no solo, determina menores valores de tortuosidade, sendo essa a relação percorrida por uma substância e uma linha reta entre dois pontos, reflete nos valores de deslocamento das substâncias no meio, tanto pelo fator de concentração e velocidade (difusão e fluxo difusivo) quanto o de uma relação direta com o fator capacidade (dI/dQ). Valores de 744mgdm^{-3} de P, com solo na capacidade de campo, corresponderam os maiores valores de fluxo difusivo. Para essas condições, os maiores valores de $dC1/dC$, induzem um maior gradiente de fósforo no solo, responsável pela saturação do sítio de adsorção e, posteriormente, deslocamento do fósforo no solo. O fluxo convectivo tem seus maiores valores para o solo arenoso, em razão da menor energia de adsorção com o fósforo. Em solo com maior conteúdo volumétrico de água determina maior fluxo difusivo para o fósforo, sendo assim, solo com maior capacidade de retenção apresenta maior capacidade de difusão do fósforo.

De acordo com Corrêa, Nascimento e Rocha (2011), a acidez do solo determina a capacidade de adsorção do solo. Solo ácidos apresentam maior energia de adsorção, quando presentes os minerais Fe e Al. Segundo Santos et al. (2011), o tempo inicial de 45 minutos de contato da solução fosfatada com o solo é responsável por aproximadamente 75% da adsorção do fósforo, e o processo de precipitação do fósforo tem maior importância em solo com os elevados valores de pH e Ca associados aos baixos valores de óxidos de Fe e Al.

De acordo com Generoso et al. (2018), o tratamento magnético da solução fosfatada em latossolo, analisando o coeficiente de distribuição “Kd” e retardamento “R, verificou maior retenção do fósforo para maiores concentrações”. Sendo o fator quantidade de íons, na solução, os principais atributos da movimentação dos íons solo, representados pelo fator de distribuição “Kd”. Em menor concentração ocorrem maiores valores de “Kd” o que implica que todos os íons foram adsorvidos, tendo assim menor participação no processo de movimentação, o que corrobora o trabalho de Anami et al. (2008).

2.4 Uso da adubação fosfatada via fertirrigação e movimentação de água no solo

A fertirrigação é o método de adubação via sistemas de irrigação que possibilita maior rapidez e frequência na disponibilidade de nutrientes às plantas, uma vez que o nutriente já chega ao solo solúvel, tendo assim maior facilidade de deslocamento no perfil do solo. Apesar da facilidade da fertirrigação, a utilização dos nutrientes envolve vários conceitos teóricos que possibilitam esse tipo de manejo, tais como solubilidade dos nutrientes, índice salino, índice de acidez e basicidade, compatibilidade com outros fertilizantes, poder de corrosão, entre outros (FRIZZONE et al., 2012; REICHARDT; TIMM, 2014).

A utilização da fertirrigação sem levar em consideração esses fatores, pode acarretar precipitação dos nutrientes, entupimento e/ ou incrustação nas tubulações, complexação e insolubilidade dos nutrientes, salinização e acidificação do solo. Para a máxima disponibilidade dos nutrientes é recomendado que o pH do solo esteja entre 5,5 e 6,5, sendo que para a adubação fosfatada essa faixa deve ser de 6,2 a 6,8, e fora dessa faixa devem-se escolher, criteriosamente, as fontes de fósforo inorgânico (BORGES; SILVA, 2011).

De acordo Borges; Silva (2011), com O fósforo é um nutriente considerado de difícil mobilidade no solo e sua utilização por meio da fertirrigação proporciona aumento da sua mobilidade em torno de 5 a 10 vezes. Sendo as principais fontes de fósforo utilizadas em fertirrigação são fosfato diamônico (DAP), fosfato monoamônico (MAP), ácido fosfórico e Fosfato

Mono-potássio ocorrendo a sua maior capacidade de solubilizar. Segundo Zanini e colaboradores. (2007), a aplicação de ácido fosfórico via gotejamento promove uma redução do pH até 3,8 ao redor do emissor, havendo também modificação do pH a uma profundidade de até 40 cm que corresponde aos deslocamentos do fósforo. Sendo a aplicação de 90 e 120 kg de ha⁻¹ de fósforo, decorrente da saturação dos sítios de cargas, os teores máximos de fósforo alcançam 1.437,5 mg dm⁻³ de P na camada de 0 a 10 cm, em razão da pouca labilidade do fósforo.

Azevedo et al. (2018) encontraram maior produtividade de melancia utilizando dose de 240 kg ha⁻¹ fósforo (ácido fosfórico) em fertirrigação com frequência de 64 vezes ao longo do ciclo da cultura. O parcelamento da adubação prolonga a presença do nutriente na solução de equilíbrio do solo. A adubação com ácido fosfórico reduz o pH, como foi verificado por Azevedo et al. (2018), que pode prejudicar a absorção de nutrientes pelos vegetais. Com o aumento da frequência de adubação via fertirrigação, a acidez provocada pelo ácido fosfórico foi reduzida.

Após atingir o solo uma substância pode ter vários caminhos, podendo ir para a atmosfera, por meio da volatilização, parte pode ser degradada naturalmente, parte pode ser absorvida por microrganismos ou adsorvida pelo solo, em especial pela matéria orgânica e argila, e o restante pode mover-se com a água pelos poros do solo ou mesmo por difusão, dispersão mecânica e convecção (solubilidade). Tratando de nutrição de plantas, esses fatores são importantes para o estudo da dinâmica dos nutrientes no solo, bem como na determinação da quantidade e duração da disponibilidade de nutrientes para as plantas.

A absorção de água e nutrientes pelos vegetais ocorre através da membrana plasmática, por meio das rotas passiva e ativa. A rota passiva é denominada pelo movimento espontâneo das substâncias ocorrendo o equilíbrio dos meios. Já a rotas ativa das substâncias movimentam-se contra um gradiente de potencial químico, havendo o gasto de energia para a realização dessas últimas rotas (TAIZ et al., 2007).

A absorção de nutrientes pelas raízes ocorre pelos íons que se encontram em equilíbrio na solução do solo e pelo transporte dos nutrientes à superfície das radículas, que determinam a taxa de absorção desses. O nitrogênio, enxofre, magnésio, cálcio e potássio são transportados por fluxo de massa, que ocorre pela diminuição das concentrações desses íons, enquanto o fósforo e o potássio são absorvidos por meio da difusão, ou seja, por diferença de concentração na superfície das raízes e na solução do solo, criando uma depleção da concentração de íons na rizosfera, levando a dessorção desses íons no solo, que determina o tipo de transporte e a força

de interação entre íons e coloides, concentração e o tipo de sais formados por esses íons (FAQUIN, 2005; MALAVOLTA, 2006; RUIZ; MIRANDA; CONCEIÇÃO, 1999).

Os principais processos de retenção e movimento da água no solo estão relacionados à microporosidade, responsável pelo fenômeno da capilaridade e adsorção, que ocorrem na superfície das partículas do solo. A estrutura e a textura do solo são de grande importância nos estudos da capacidade, retenção e movimento de água no solo. As características das soluções e do solo, bem como a variação dos potenciais energéticos da água, determinam os limites superiores (capacidade de campo, porosidade de aeração) e inferiores (ponto de murcha permanente e resistência à penetração) de retenção de água no solo (CARVALHO; OLIVEIRA, 2008; DARCY, 1856). Esses processos de retenção e movimento da água no solo governam o processo de transporte de nutrientes no solo, bem como a maior e ou menor disponibilidade dos íons em equilíbrio na solução do solo.

2.5 Princípios da adsorção e cinética de adsorção

A cinética de adsorção considera que o adsorvente possui uma capacidade de adsorção para determinado adsorvato, ocorrendo de maneira física e química. A adsorção química à exposição do adsorvato ao adsorvente ocorre pela saturação dos sítios de ligações e recobrimento das suas superfícies. Considera, inicialmente, a formação de uma primeira camada adsorvida denominada monocamada, ligadas com maiores forças eletrostáticas altamente específica e de difícil reversibilidade. Assim, na formação das demais camadas, ocorre redução das forças eletrostáticas. Já a adsorção física, o adsorvato é ligado à superfície do adsorvente com forças de ligação mais fracas (Van der Waalls), que ocorrem de maneira mais rápida, com formação infinita das camadas do adsorvato. As fracas forças intermoleculares tornam as ligações facilmente reversíveis (COONEY, 1999; NASCIMENTO et al., 2014).

A adsorção é influenciada por diversos fatores do meio tais como temperatura, pH do meio, propriedades físicas e químicas do adsorvente (superfície específica, espécies químicas envolvidas na superfície, massa específica, porosidade, etc.), tal como do adsorvato tais como polaridade, dimensões das moléculas, solubilidade e acidez e basicidade (DOMINGUES, 2005; NGAH; HANAFIAH, 2008).

A temperatura do meio afeta, principalmente, a constante de velocidade de adsorção. O aumento da temperatura ocasiona o aumento da energia cinética das moléculas e da mobilidade das espécies químicas do adsorvato, provocando também aumento da taxa de difusão

intrapartículas (JIMENEZ; BOSCO; CARVALHO, 2004), mudanças nas propriedades físico-químicas do adsorvato, tais como: estado e equilíbrio, pH (BRASSI; LARGURA; RODRIGUES, 2011), viscosidade e tensão superficial (MARTINS; SANTOS, 2015). As alterações provocadas pelas variações do pH alteram os graus de adsorção do adsorvente, à medida que determina o grau de distribuição das espécies químicas, o que alteram a valência dos íons e suas interações com o meio. O ponto de carga zero (PZC) é determinante para a compreensão do comportamento da adsorção. Valores de pH acima do PCZ prevalecem cargas superficiais negativas com adsorção de cátions, e valores abaixo prevalecem às cargas superficiais positivas com adsorções aniônicas (APEEL; MA; RHUEL, 2003).

De acordo com Forouzan, Bard e Mirkin (1997), a quantidade de moléculas adsorvidas na superfície depende da natureza química e das forças das moléculas adsorvidas adjacentes. A complexidade do processo envolvido na adsorção decorre física e quimicamente, o que leva a vários comportamentos das isotermas. A descrição matemática deve ser específica a cada processo, podendo considerar a adsorção pela superfície do adsorvente com ligações com apenas uma molécula adsorvida, ou com vários espaços elementares, ou com alguns poucos e ou espaço que contenham mais de uma molécula adsorvida, onde cada forma de ligação irá afetar a adsorção. A interação de todos esses fatores discutidos acima reflete nos valores da constante de heterogeneidade de Freundlich “n”. Segundo Malik (2004), para a ocorrência da adsorção, primeiro o adsorvato migra por difusão molecular até a superfície externa, ocorrendo, posteriormente, a difusão para o interior dos poros e, finalmente, o adsorvato é adsorvido nos sítios ativos do adsorvente, o que justifica o aumento da capacidade de adsorção com o tempo de contato.

O equilíbrio estabelecido no processo de adsorção é alcançado quando a concentração de íons ou molécula que flui da solução do adsorvato para a superfície e da superfície para a solução torna-se constante. A relação do tempo para alcançar o equilíbrio e a massa adsorvida é descrita em gráficos de concentrações versus tempo, denominado de curva de isoterma, por ser realizada sob tempo constante. Muitos modelos matemáticos de isotermas foram propostos para descrever o processo de adsorção, contendo de um ou mais parâmetros de ajustes, destacando-se os modelos de Freundlich, Langmuir, Redlich-Peterson, Dubinin-Radushkevich e Temkin (NASCIMENTO et al., 2014).

Os modelos matemáticos que descrevem o deslocamento de uma substância em meios porosos foram propostos por alguns pesquisadores, tais como, Ogata e Banks (1961) Reichardt, 1996; Van Genuchten; Wierenga (1986). Estes modelos levam em consideração parâmetros de

ajustes experimentais, tais como o número de Peclet, fator de retardamento, coeficiente dispersivo difusivo, dispersividade, coeficiente de distribuição, teor de água no solo.

A utilização desses modelos tem como base os resultados de isotermas de adsorção, que indicam a capacidade energética da adsorção e da interação adsorvato-adsorvente. Nos modelos de isotermas, os parâmetros mais utilizados são representados por “kf” (Freundlich), “Kl” (Langmuir), “Krp” (Redlich-Peterson), “kd” (linear), “qe” (Dubinin-Radushkevich). Além desses, os parâmetros q-max (capacidade máxima de adsorção de Langmuir), “1/n” (constante relacionada à heterogeneidade da superfície de Freundlich) e β (parâmetro de Redlich-Peterson), obtido pela criação da isoterma, que são parâmetros fundamentais para a compreensão e ajustes das estimativas do deslocamento de uma substância em meios porosos.

Como pode-se verificar em trabalho de Generoso (2018), no qual foi realizado simulação de deslocamento de fósforo em solo, utilizando parâmetros de deslocamento de uma substância no solo (coeficiente de retardamento, coeficiente dispersivo-difusivo, a dispersividade e o fator de tortuosidade). Porém a autora não realizou ensaios preliminares quanto ao comportamento do solvente no solo utilizado, o que pode acarretar erro no uso incorreto do modelo de simulação para o solo estudado. Uma vez que os modelos de simulações pressupõem uma adsorção linear, não considerando uma interação específica para cada situação, podendo levar a superestimativa ou subestimativa do comportamento de um contaminante no solo ou meio poroso caso não haja sua correção.

2.6 Isoterma Linear

A isoterma linear considera que a capacidade de adsorção se comporta de forma linear, sendo descrita, matematicamente, de acordo com a Equação 1 (DAGOSTINHO; FLUES, 2006).

$$qe = K_{d*}C_e \quad (1)$$

Em que:

qe - massa de soluto adsorvido por unidade de massa de adsorvente (mg g^{-1});

Kd - constante relacionada à energia de ligação soluto à superfície do adsorvente;

C_e - concentração de equilíbrio do soluto (mg g^{-1}).

O coeficiente de distribuição k_d é um fator que indica a capacidade de adsorção de um meio e, por ele, os modelos de simulação conseguirão estimar o deslocamento de uma substância, com facilidade de interpretação, por considerar a energia de adsorção diretamente proporcional ao seu valor.

Essa isoterma implica que o comportamento da capacidade de adsorção seja linear com o aumento das concentrações, pressupõe-se que o sistema seja homogêneo de forma que a capacidade de adsorção seja infinita.

De acordo com Oliveira (2010), o principal uso do modelo de isoterma linear está na predição de adsorção no qual a atração do soluto-solvente ocorre de forma proporcional, ou seja, as energias de ligação são proporcionais ao aumento das concentrações adicionadas. Em estudos de contaminação de águas subterrâneas o coeficiente de distribuição (K_d) consegue explicar a capacidade de uma substância ser lixiviada ou adsorvida pelo solo. Maiores valores de K_d demonstra uma maior capacidade de retenção da substância contaminante pelo solo. Em trabalho de Cooke (2004) utilizou-se o coeficiente K_d para avaliar o potencial de poluição da substância herbicida Trifluralina, indicando alta retenção pelo solo, contudo ainda foi detectado o contaminante no leito de rio devido ao arraste das partículas e substâncias húmicas que leva consigo o herbicida adsorvido.

o modelo linear também é muito utilizado na predição de contaminação de metais pesados, como relatado por Tahervand e Jalali (2017), em estudo de capacidade de dessorção da Zeolita, bentonita e calcita, para os metais pesados Cd, Cu, Ni e Zn, obtendo maiores valores de K_d para maiores valores de pH (>7)..

2.6.1 Isoterma de Langmuir

A utilização da isoterma de Langmuir (EQUAÇÃO 2) deve seguir alguns pressupostos que são decorrentes das considerações feitas para o seu desenvolvimento (LANGMUIR, 1918).

- a) Existência de número definido de sítios.
- b) Os sítios têm energia equivalente e as moléculas adsorvidas não interagem umas com as outras.
- c) A adsorção ocorre em monocamadas.
- d) Cada sítio comporta apenas uma molécula adsorvida.

$$q_e = \frac{K_l * C_e * q_{max}}{1 + K_l * C_e} \quad (2)$$

Em que:

q_e - massa de soluto adsorvido por unidade de massa do adsorvente (mg g^{-1});

K_l - Constante relacionada à energia de ligação soluto superfície adsorvente (L mg^{-1});

C_e - concentração de equilíbrio do soluto (mg g^{-1}) e

q_{max} - quantidade máxima de soluto que pode ser adsorvida (mg g^{-1}).

De acordo com Nascimento et al (2014), o equilíbrio de adsorção é alcançado quando a taxa de adsorção se iguala a de dessorção. Assim os processos de adsorção e dessorção tornam-se permanentes, porém em taxas iguais. A mensuração da taxa de adsorção pode ser realizada por meio das quantidades das concentrações do adsorvato no líquido (C_e), considerando a área recoberta do adsorvente como sendo $(1-\Theta)$, onde Θ representa a superfície coberta. Considerando que todos os sítios da superfície possuem a mesma energia, sua força de adsorção é homogênea, e todas as superfícies tendem ao mesmo comportamento, com formação de uma monocamada. Nesse sentido, a taxa de adsorção é proporcional à $(1 - \Theta)$, ocorrendo completa cobertura da superfície quando $\Theta = 1$. Com esses pressupostos, pode-se inferir que, no equilíbrio, a taxa de adsorção é igual à taxa de dessorção, sendo que a relação entre essa taxa estabelece o coeficiente de Langmuir (K_l).

Para melhor conveniência, a equação de Langmuir trabalha com o fator quantidade, em vez do fator de cobertura (Θ). Para manter a proporcionalidade na equação foi estabelecida a constante q_{max} . A equação nos leva à conclusão de que a cobertura da superfície Θ é igual à relação q_e/q_{max} , quando $q_e = q_{max}$, ou seja, $\Theta = 1$, todos os sítios disponíveis foram preenchidos (NASCIMENTO et al., 2014).

De acordo com trabalho realizado por Del Bubba, Arias e Brix (2003), a utilização da modelo de isoterma de Langmuir e de Freundlich para ajuste de curva de adsorção de fósforo solo arenoso, obteve as melhores estimativa para o modelo de Langmuir. Exceto para pH acima de nove, pois ocorre precipitação do fósforo com cálcio, o que o modelo não é útil para descrever. Assim com o modelo linear o modelo de Langmuir tem boas predições para adsorção em adsorvente, mais homogêneos, utilizado para predição fito remediação (MALKON, 2006), contaminação de água superficial (HANAFI, E SJIAOLA, 1998), em estudo interação interfase

metal líquido, no qual tem grande importância na compressão da energia envolvida no processo retenção de soluto interfacial (BELTON, 1976).

Também o modelo de Langmuir tem boa predição para comportamento de adsorção de nutriente em solo (adsorvente, mas heterogêneos), utilizado para avaliações de nível de fósforo em água e solo. E por meio da constante de capacidade máxima de adsorção de Langmuir K_L , que é relacionada a capacidade de formação da monocamada, pode-se inferir o qual energético é os sítios de ligação do substrato. Sendo possível por meio dessa constante estabelecer comparação da capacidade de adsorção entre os diferentes materiais adsorvente (ROSSI, 2012, VALLADARES e PEREIRA, 2003).

2.6.2 Isoterma de Freundlich

O modelo matemático proposto por Freundlich trata-se de um modelo que leva em consideração a quantidade de material adsorvido e concentração do material na solução, com aplicação em sistema não ideal, superfícies heterogêneas e adsorção multicamadas (FREUNDLICH, 1907).

A equação da isoterma de Freundlich assume a forma abaixo (EQUAÇÃO 3):

$$qe = k_f * C_e^{\left(\frac{1}{n}\right)} \quad (3)$$

Em que:

qe - massa de soluto adsorvido por unidade de massa do adsorvente (mg g^{-1});

C_e - concentração de equilíbrio do soluto (mg g^{-1});

$1/n$ - constante relacionada à heterogeneidade da superfície (adimensional) e

k_f - constante de capacidade de adsorção de Freundlich (mg g^{-1}).

De acordo com Sposito (1989), a constante “ K_f ” não tem significado físico, tendo valor apenas matemático que possibilita estimar um valor de adsorção. Já a constante “ n ” representa a heterogeneidade dos sítios de adsorção na superfície do adsorvente. O modelo considera superfícies heterogêneas com uma distribuição exponencial para os sítios de adsorção, os quais possuem diferentes energias de adsorção. Considera que alguns sítios sejam altamente energéticos com fortes ligações dos solutos adsorvidos, o que torna o modelo com característica exponencial.

No modelo de Freundlich, a determinação do parâmetro de ajuste “ K_f ” e “ n ” pode ser facilmente obtido por regressão linear como apresentado por Febrianto et al. (2009), e por software tais como o Excel, utilizando a ferramenta solver e outros programas computacionais, seguindo a metodologia dos mínimos quadrados, tendo como objetivo minimizar a soma dos quadrados dos desvios entre os valores observados e estimados (NASCIMENTO et al., 2014).

O parâmetro “ n ” indica os diferentes níveis de energia da interação do adsorvente pelo adsorvato. Para valores de n de 1 a 10, a adsorção é considerada favorável. Valores acima de 1 indicam forte interação do adsorvato e adsorvente, e “ n ” igual a 1 indica que, em todos os sítios a energia de adsorção é semelhante, o que torna a equação linear. Para valores de n menores que um a considera que o adsorvente tem maior afinidade pelo solvente, tendo uma forte interação intermolecular entre o solvente-adsorvente (DELLE SITE, 2001)

De acordo com Özacar (2003), trabalhando com adsorção de fósforo em alumínio caulinita, encontrou os piores valores de ajustes para o modelo de Freundlich devido a homogeneidade dos sítios de ligações do adsorvente. O modelo de Freundlich possibilitam excelentes estimativas quando utilizado para descrever os processos de adsorção em adsorvente com múltiplos sítios de ligação, ou em substrato com diferentes composições de adsorvente.

De acordo com Eckel (2019), a característica matemática do modelo de Freundlich possibilita ajuste robusto, sensível às diversas condições de adsorvente. Em simulação com 333 pesticidas, utilizam como fundamento o coeficiente de partição de Freundlich (K_f) para as predições quando há potencial de lixiviação, o que possibilitou maior acurácia entre as substâncias. De acordo com Yang (1998) o modelo de Freundlich também possibilita boa predição para superfícies energéticas pouco homogêneas, e as constantes K_f e n são diretamente relacionadas aos efeitos da temperatura (diminuindo com seu aumento da temperatura). As propriedades microscópicas têm maiores importância para explicar os valores da constante n , bem com as interações das moléculas adsorvidas e da heterogeneidade da superfície energética. A constante de capacidade máxima de Freundlich K_f segundo Sposito (1989), não tem significado físico, sendo a sua utilização para comparação da capacidade máxima entre tratamento dever ser rigorosamente avaliada. Uma outra limitação desse modelo, sua estimativa de adsorção deve ser consideradas próximos aos valores experimental, pois o modelo considera que a adsorção ocorre infinitamente com o aumento da concentrações (FEBRIANTO et al. 2009).

2.6.3 Isoterma de Redlich-Peterson

A equação empírica de Redlich-Peterson (EQUAÇÃO 4) reúne características das isotermas de Freundlich e de Langmuir, podendo ser aplicada em várias faixas de concentrações, e em sistemas homogêneos e heterogêneos (REDLICH; PETERSON, 1959).

$$q_e = \frac{K_{rp} * C_e}{1 + a_{rp} * C_e^\beta} \quad (4)$$

Em que:

q_e - massa de soluto adsorvido por unidade de massa do adsorvente (mg g^{-1});

C_e - concentração de corante no equilíbrio (mg L^{-1});

K_{rp} - constante de adsorção de Redlich-Peterson (L mg^{-1});

a_{rp} - coeficiente de afinidade (L mg^{-1});

β - parâmetro de heterogeneidade (adimensional)

Em relação às constantes do modelo de Redlich-Peterson, estas possuem forma linear no numerador e forma exponencial no denominador. Assim, dependendo dos valores da constante “ β ” e “ a_{rp} ”, pode-se ter maior aproximação da isoterma linear, de Langmuir ou de Freundlich. Em baixas concentrações tende a maior aproximação do modelo de Langmuir, quando constantes “ β ” tende a 1, e aproximando mais do modelo de Freundlich em elevadas concentrações, quando “ β ” tende a zero e “ K_{rp} ” e “ a_{rp} ” forem maiores que 1 (FEBRIANTO et al., 2009; KUMAR et al., 2010).

O modelo de Redlich-Peterson é comumente utilizado para determinar a biossorção de metais pesados, também sendo utilizado para estabelecer parâmetro de energia de ligação em superfície interfacial (KUMAR, 2010). A utilização desse modelo na determinação de biossorção de metais pesados teve bons ajustes e maior convergência para o modelo de Langmuir (DWIVEDI et al., 2011; KLUG et al., 1998). Em razão das baixas concentrações utilizadas, esse modelo também é utilizado em determinação da sorção de contaminantes líquidos (FUNGARO; IZIDORO; ALMEIDA, 2005), de gases (KUMAR et al., 2010), moléculas orgânicas (BRASSI; LARGURA; RODRIGUES, 2011) e inorgânicas (DOTTO et al., 2011). De acordo com Zhang et al. (2011), as relações entre as variáveis K_{rp}/a_{rp} e $(\beta - 1)$, têm alta correlação com constantes de Freundlich K_f e $1/n$ respectivamente.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição do local do experimento

O experimento foi conduzido no Laboratório de Hidrologia Ambiental do departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Lavras - UFLA, situada no município de Lavras, sul de Minas Gerais, nas coordenadas 21°14'06'' de latitude sul, 45°00'00'' de longitude oeste, e 910 m de altitude. O clima da região de acordo com classificação de Köppen-Geiger é do tipo Cwa, temperado com inverno seco e verão chuvoso (DANTAS; CARVALHO; FERREIRA, 2007).

O solo utilizado no presente trabalho foi coletado em um fragmento de vegetação nativa da Universidade Federal de Lavras com o intuito de não haver fósforo remanescente oriundo da aplicação de fertilizantes. Foi classificado como sendo um Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (Lvdf) de textura argilosa (EMBRAPA, 2013). A escolha da textura argilosa foi decorrente da maior capacidade de adsorção de fósforo por esse tipo de textura. Como já foi citado anteriormente, segundo os autores Crispim Vilar et al. (2010), Karathanasis e Shumaker (2009) e Valladares, Pereira e Anjos (2003), os solos intemperizado como é o caso do solo em estudo, possuem maiores concentrações dos minerais óxidos de Fe e Al e de argila que são predominantemente os responsáveis pela sorção do fósforo no solo. Nesse sentido, poderia se avaliar melhor a influência do tratamento magnético da solução na alteração da adsorção do fósforo no meio.

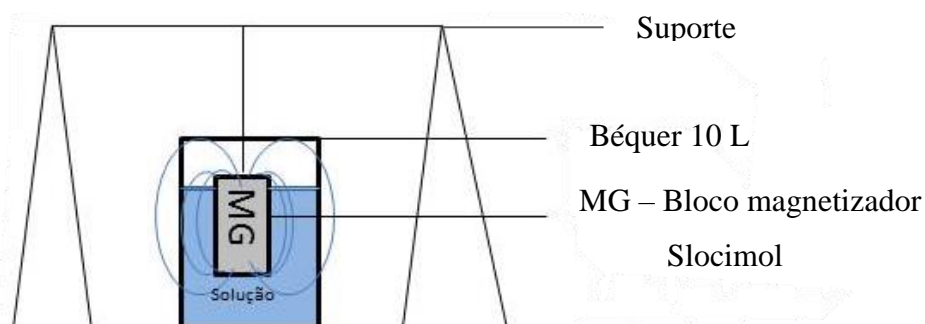
A coleta da amostra de solo foi realizada na camada de 0 a 30 cm, retirando-se os 5 primeiros centímetros, evitando a coleta de fragmentos vegetais. O solo foi homogeneizado, passando em peneira de 2 mm, e seco por 24 horas a temperatura ambiente (TFSA - terra fina seca ao ar). As análises físicas (textura) e químicas (nutrientes e matéria orgânica) foram realizadas no Laboratório de Análise de Solo, do Departamento de Ciências do Solo da UFLA. A mineralogia do solo, foi obtida do trabalho de Lima (2016), em que foi utilizado o solo da mesma localidade.

3.2 Magnetização da solução

Para o tratamento magnético da solução foi utilizado um magnetizador Sylocimol residencial, da empresa Timol. O equipamento é constituído por ímãs permanentes, que possibilita alterar a organização e o arranjo das moléculas de água (GENEROSO et al., 2018, p. 19). O equipamento é capaz de magnetizar 20 litros em 20 minutos, com intensidade de campo de 3860 Gauss (0,386 Tesla).

Para a execução do tratamento procedeu-se da seguinte forma: O magnetizador foi imerso em um bequer de vidro, com 10 litros de capacidade, contendo 5 litros de solução no qual foram magnetizados, utilizado o bloco magnetizado Sylocimol com intensidade de campo de 3860 Gauss. O bloco magnetizador foi inserido de forma vertical suspensa dentro do béquer com solução, deixado por 10 minutos como esquematizado na Figura 1.

Figura 1 - Esquema da montagem experimental do processo de magnetização das soluções utilizadas no experimento.



Fonte: Do autor (2018).

3.3 Procedimento experimental

Para avaliação da adsorção do fósforo no solo relatado, realizou-se a metodologia denominada como "Sorção de Fósforo por Decantação" (SPOSITO, 1989). O experimento baseou-se na avaliação da adsorção do fósforo em solo para diferentes combinações de concentrações de solução de fósforo, formas de preparo da solução, e tempos de contato.

A recomendação do fabricante é de magnetizar primeiramente a água e, posteriormente realizar a preparação das soluções, para evitar a precipitação dos nutrientes. Nesse sentido, realizou-se a preparação das soluções de três formas diferentes, sendo S1 (solução de fósforo com

ausência de magnetismo), S2 (solução com água tratada magneticamente e posterior realização das soluções), e S3 (solução de fósforo tratada magneticamente).

As concentrações de fósforo utilizadas no experimento foram baseadas em uma fertirrigação quinzenal de 200 kg ha⁻¹ de fósforo (P), (206 mg L⁻¹ de fosforo EQUAÇÃO 5), (Mono-Âmonio-fosfato - MAP - NH₄H₂PO₄, purificado) para uma cultura perene, em profundidade de 20 a 40 centímetros, para isso foi considerado a porosidade do solo de 47 %, A umidade do solo na capacidade de campo de 30% (LIMA, 2003; SOUSA; LOBATO, 2004). Foram utilizadas concentrações absolutas acima e abaixo dessa referência, sendo as seguintes: 0, 50, 100, 150, 200 e 300 mg L⁻¹ de fósforo, sendo denominadas respectivamente por C0, C1, C2, C3, C4 e C5. Foi utilizada água destilada para a realização das soluções, garantindo a não interferência da água no resultado. A utilização da água tratada magneticamente foi utilizada logo após sua magnetização

$$C_{SS} = \frac{M_F}{V_s \times P \times \theta} \quad (5)$$

Em que:

C_{SS} – Concentração de fósforo no solo (mg L⁻¹);

M_F - massa de fósforo adicionada (g)

V_s – volume do solo na camada útil (L)

P – porosidade do solo (%)

θ - umidade do solo na capacidade de campo (m³m⁻³).

O tempo de contato está relacionado ao tempo do efeito magnético na solução. Pang e Deng (2008) relatam que o efeito residual da magnetização na solução dura em torno de 1 hora. Nesse sentido, avaliou-se três tempos de incubação, sendo 5 minutos (T1), 1 hora (T2) e 24 horas (T3).

Para os ensaios de sorção por decantação foram utilizados solos homogeneizados, sendo colocados 50 gramas de solo em um Erlenmeyer e adicionado 125 ml de volume da solução, seguindo metodologia descrita por Claessen (1997).

Para a realização da quantificação relativa de fósforo solúvel remanescente nas soluções após o tempo de incubação, retirou-se uma alíquota da solução do sobrenadante, e filtrou-se em papel filtro Whatman nº 1. A quantificação foi realizada por meio do método posposto por Braga e Defelipo (1974), da espectrometria de ultravioleta e Visível (UV) pela metodologia do

ácido ascórbico, utilizando comprimento de onda de 725 nm. A temperatura do laboratório foi mantida a 25° C durante toda a realização do experimento. A adsorção foi estimada pela Equação 6, levando em consideração os valores de massa de solo utilizado e a concentrações de fósforo.

$$qe = \frac{(C_o - C_1) * V}{M_s} \quad (6)$$

Em que:

qe - quantidade adsorvida de fosforo no equilíbrio ($mg\ g^{-1}$);

C_o - concentração inicial ($mg\ L^{-1}$);

C_1 - concentração final ($mg\ L^{-1}$);

V - volume da solução adicionada ao solo (L) e

M_s - massa do solo (g).

As concentrações inicial e final da Equação 6 trata-se de respectivamente das concentrações absolutas e relativas. As concentrações relativas foram obtidas pela análise da concentração de fósforo oriundo do volume de sobrenadante, ou seja, do volume de 125 mL alocado na superfície do solo durante os diferentes tempos de contato. A concentração relativa será utilizada para o ajuste das isotermas de adsorção.

3.4 Delineamento experimental e análise dos dados

O delineamento experimental do experimento tratou-se de um fatorial 3x6x3 (combinação de três formas de preparo da solução, com seis concentrações de fósforo, e três tempos de incubação) com três repetições. Para a análise dos dados foram realizados a análise de variância (1 e 5% de probabilidade) para verificação da significância das variáveis na adsorção do fósforo. Os tratamentos que proporcionaram diferenças significativas foram analisados pelo teste de média Scott Knott. Utilizou-se o software Agroestat para a realização das análises estatísticas.

3.5 Ajustes e validação dos modelos de isoterma de adsorção

A ajuste dos parâmetros das isotermas foi realizada por meio da ferramenta solver do software Microsoft Excel, minimizando o erro entre os dados observados e estimados. Os modelos de isotermas ajustados foram: Linear, Langmuir, Freundlich e Redlich-Peterson (EQUAÇÃO 9). A escolha do modelo matemático de isoterma de adsorção baseou-se pela maior significância do Teste F, e pelos menores valores de raiz do erro dos quadrados médios (REQM) e o erro absoluto médio (EAM), finalizando pelos maiores valores de coeficiente determinação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise física e química do solo

A Tabela 2 apresenta o resultado das análises físicas e químicas, bem como a Tabela 3 apresenta a mineralogia do solo utilizado no experimento.

Tabela 2 - Caracterização física e química do solo utilizado no experimento.

Característica	Argiloso
Areia grossa (dag kg ⁻¹)	12
Argila (dag kg ⁻¹)	64
Silte (dag kg ⁻¹)	24
Massa específica do solo (g cm ⁻³)	0,99
Massa específica das partículas (g cm ⁻³)	2,9
Porosidade Total (cm ³ cm ⁻³)	0,6586
pH em água (1: 2,5)	4,5
Prem (mg/dm ⁻³)	20,52
P (mg dm ⁻³)	1,62
K (mg dm ⁻³)	28,52
Ca ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	0,22
Mg ²⁺ (cmolc dm ⁻³)	0,1
Al ³⁺ (cmolc dm ⁻³)	0,44
H + Al (cmolc dm ⁻³)	5,1
SB (cmolc dm ⁻³)	0,39
CTC (t) (cmolc dm ⁻³)	0,83
CTC (T) (cmolc dm ⁻³)	5,49
V (%)	7,16
m (%)	53,01
Matéria Orgânica (dag kg ⁻¹)	2,25
Zn (mg dm ⁻³)	0,76
Fe (mg dm ⁻³)	43,32
Mn (mg dm ⁻³)	13,39
Cu (mg dm ⁻³)	3,46
B (mg dm ⁻³)	0,15
S (mg dm ⁻³)	13,44

Legenda:

pH em água, KCl e CaCl₂ - Relação de 1:2,5.

Ca-Mg-Al- Extrator: Kcl- 1mol/l

SB - Soma de base trocáveis

CTC (T) - Capacidade de troca catiônica a pH 7,0

m = Índice de saturação de alumínio

P-rem: Fósforo remanescente

S -Extrator- Fosfato monocálcio em ácido acético

P -Na -K - Fe - Zn - Mn - Cu - Extrator Melhich 1

H+Al - Extrator: SMP

CTC (t) - Capacidade de troca catiônica efetiva

V = Índice de saturação de bases

Mat. Org. (MO) - Oxidação: Na₂Cr₂O₇ 4N + H₂SO₄ 10N

B - Extrator: agua quente

Fonte: Do autor (2018).

Tabela 3 - Mineralogia do solo determinada por meio de digestão em ácido sulfúrico.

ATRIBUTOS	LVdf
SiO ₂ (%)	14,46
AL ₂ O ₃ (%)	27,91
Fe ₂ O ₃ (%)	22,82
TiO ₂ (%)	2,29
FÓSFORO (%)	0,056
Ki	0,88
Kr	0,58
AL ₂ O ₃ /Fe ₂ O ₃	1,92

Legenda: Lvdf - latossolo vermelho amarelo distrófico, Ki e Kr índices intemperismo, SiO₂ - óxido de silício, AL₂O₃ - Óxido de alumínio, Fe₂O₃ - Óxido de ferro, TiO₂ - Óxido de titânio.

Fonte: Lima (2016).

O solo em estudo apresenta textura argilosa (64% de argila), sendo classificado como um solo muito argiloso de acordo com Lemos de Santos (1984), a massa específica média do solo de 0,99 g cm⁻³ é decorrente de mata nativa que apresenta altos teores de matéria orgânica nas camadas superficiais. De acordo com Corsini e Ferraudo (1999), Figueiredo et al. (2009), a massa específica superficial e específica de partícula de um latossolo compreende o intervalo de 1 a 1,57 g cm⁻³ e 2,7 a 2,9 g cm⁻³ respectivamente.

Como neste trabalho o solo é proveniente de área florestada, justifica-se o alto valor da porosidade encontrada (65%). Valores de porosidade 0,48 a 0,51 m³ m⁻³ está relacionado a melhor estruturação e disposição dos poros em área preservada (KLEIN et al., 2008).

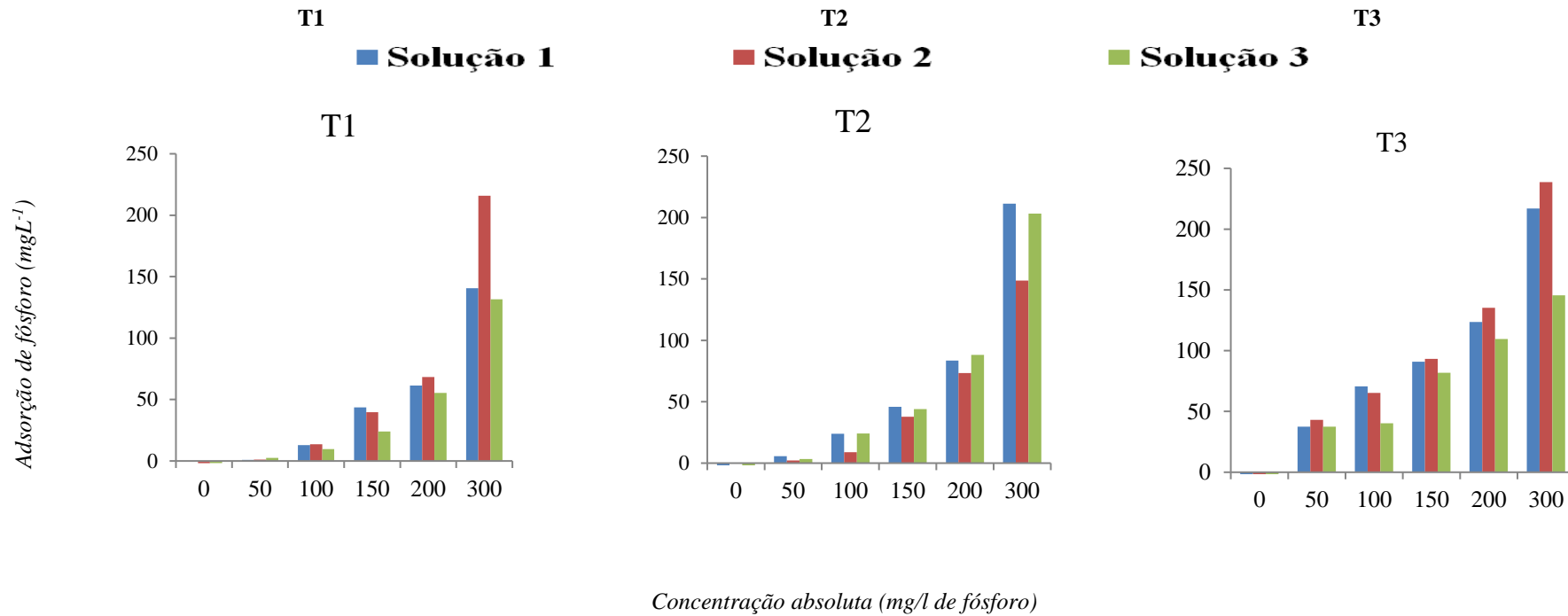
O baixo valor de pH encontrado (4,5) para o solo em estudo está relacionado ao próprio processo de formação do solo. Segundo Ciotta et al. (2004) e Ernani, Nascimento e Oliveira (1998), relatam que os solos tropicais apresentam altos valores de acidez potencial (AL⁺³ + H⁺) e acidez efetiva (pH em água), que são correlacionados pelos baixos valores dos cátions cálcio, magnésio, potássio solo. Com relação ao teor de fósforo (1,62 mg dm⁻³), de acordo com Sousa (2004), pode-se classificar como muito baixo o teor encontrado. O baixo índice de fósforo já era esperado, em razão da gênese do solo (GOEDERT, 1986).

Avaliando o índice de intemperismo pela susceptibilidade magnética, Lima (2016) encontrou para o solo em estudo predominância dos óxidos silício, de alumínio e de ferro, que tem origens de rocha basáltica (Tabela 3). Observa-se que o solo em questão apresenta altas concentrações de minerais óxido de silício, alumínio e ferro, que são característicos de solo com elevado grau de intemperismo, o que pode ser verificado pelo índice Ki, por possuírem valores menores que dois (OLIVEIRA, 2011).

4.2 Comportamento geral da adsorção de fósforo para os diferentes tratamentos

Na Figura 2, é apresentado o comportamento da adsorção de fósforo em relação à concentração absoluta, levando em consideração a combinação dos tempos de contato e as formas de confecção das soluções utilizadas. Observa-se que a CMAP aumenta com o incremento das concentrações absolutas e do tempo de contato. De acordo com Giles et al. (1960) e Malik (2004), para os fatores tempo e concentração já se espera o aumento da adsorção, em razão do aumento da taxa de adsorção e difusão do fósforo para os sítios de ligação. Por outro lado, pode-se observar que as soluções modificam o comportamento na combinação das concentrações absolutas com os tempos. Ou seja, a maneira como é realizado o tratamento magnético da solução altera a dinâmica do fósforo no solo.

Figura 2 - Comportamento da capacidade máxima de adsorção de fósforo (mgL^{-1})- em função da concentração absoluta (C_0, C_1, C_2, C_3, C_4 e C_5), para as diferentes combinações de tipos de solução (S1, S2 e S3) e tempos de contato (T1, T2 e T3).



Concentração absoluta (mg/l de fósforo)

Fonte: Do autor (2018).

4.3 Influência do efeito combinado das variáveis avaliadas na adsorção do fósforo em solo

Na Tabela 3, apresenta-se o resumo da análise de variância do efeito isolado e na interação de todas as variáveis avaliadas (solução, concentração absoluta, e tempo de contato).

Tabela 4 - Resumo da análise de variância do efeito isolado e combinado de todas as variáveis avaliadas no experimento (concentrações absolutas, tipos de solução, e tempos de contato).

Fatores de variação	Graus de liberdade	Quadrado médio
Tipo de solução	2	1732,31**
Concentração absoluta	5	122244,07**
Tempo de contato	2	22569,48**
Tipo de solução x Concentração absoluta	10	586,96**
Tipo de solução x Tempo de contato	4	2542,53**
Tempo de contato x Concentração absoluta	10	1343,50**
Tipo de solução x Concentração absoluta x Tempo de contato	20	959,22**

* e **: significativos a 5 e 1 % respectivamente e Ns: não significativa.

Fonte: Do autor (2018).

É possível observar que todos os fatores de variação, isolados e na interação, influenciaram significativamente a 1% de probabilidade a adsorção de fósforo no solo. De acordo com Giles et al. (1960), a orientação inicial das moléculas (adsorvida horizontal ou vertical), determina condições iniciais de formação das camadas de adsorção, influenciando as competições pelos sítios de ligações, e das estabilidades das ligações. Assim, os estudos de Lopes (2010), colaboram com o relatado por Giles (1960), ao mencionar que o uso do tratamento magnético submetido ao solo altera as cargas espaciais dos coloides, alterando a dinâmica do nutriente. Os fatores aqui estudados também mostraram alteração da dinâmica de adsorção sob o tratamento magnético, ou seja, a indução magnética modifica algumas propriedades da água e do soluto. O aumento das concentrações e dos tempos de contato intensifica o processo de adsorção que pode estar relacionado com as alterações do efeito do campo magnético e das disposições das moléculas adsorvidas na superfície dos coloides, bem com alterações nas correntes elétricas moleculares com postulado por Pang e Dang (2008), acarretando alterações na propriedade físico-química da água, e alteração a taxa de adsorção.

Na Tabela 4, apresenta-se o resultado do teste Scott Knott a 1% de probabilidade do desdobramento das soluções dentro de cada concentração absoluta utilizada no experimento, bem como o resultado do desdobramento das concentrações dentro de cada tipo de solução utilizada.

Tabela 5- Resultado do teste de Scott Knott ($P < 0,01$) do efeito da interação entre soluções e concentrações absolutas na adsorção do fósforo, estudando os efeitos do desdobramento das concentrações dentro de cada solução (comparação entre linhas para cada tempo de contato) e das soluções dentro de cada concentração absoluta (comparação entre colunas para cada tempo de contato).

Fatores de variação	Concentração absoluta	Tipo de solução					
		S1		S2		S3	
T1	C0	0	Ae	0	Ae	0	Ae
	C1	1,00	Ae	1,16	Ae	2,54	Ae
	C2	12,94	Ad	13,67	Ad	9,7	Ad
	C3	43,53	Ac	39,64	Ac	24,07	Bc
	C4	61,47	Bb	68,43	Ab	55,47	Bb
	C5	140,54	Ba	215,83	Aa	131,63	Ca
T2	C0	0	Ae	0	Ae	0	Ae
	C1	5,62	Ae	2,22	Ae	3,27	Ae
	C2	23,96	Ad	8,97	Bd	24,13	Ad
	C3	45,77	Ac	37,24	Bc	44,10	Ac
	C4	83,51	Ab	73,24	Bb	88,05	Ab
	C5	211,29	Aa	178,65	Ca	203,27	Ba
T3	C0	0,00	Af	0,00	Af	0,00	Af
	C1	37,55	Ae	43,06	Ae	37,47	Ae
	C2	70,65	Ad	65,14	Ad	40,34	Bd
	C3	90,93	Ac	93,29	Ac	81,86	Bc
	C4	123,71	Bb	135,3	Ab	109,69	Cb
	C5	217,05	Ba	238,6	Aa	145,65	Ca

OBS: Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na vertical (comparação entre as concentrações absolutas), e por letras maiúsculas diferentes na horizontal (comparação entre os tipos de solução), diferem entre si, pelo teste Scott Knott ($P < 0,01$).

Fonte: Do autor (2018).

Relativo ao tempo T1 (5 minutos), é possível observar que, a partir da concentração absoluta C3 houve diferenças significativas ($P < 0,01$) entre as soluções na adsorção de fósforo. Nota-se que, no uso da concentração C3, a adsorção de fósforo para a solução S1 apresentou-se estatisticamente idêntica no uso da solução S2, contudo maior que S3 ($S1=S2>S3$). Para C4 a adsorção de fósforo foi maior para S2, sendo S1 igual a S3. E, por fim, para a concentração absoluta C5, a ordem decrescente de adsorção de fósforo entre as soluções foi que $S2>S1>S3$. Em resumo, para o tempo T1 (5 minutos), em todas as concentrações onde foi observada diferenciação entre as soluções (C3, C4 e C5), ficou evidente que S3 foi a solução que determinou a menor adsorção de fósforo no solo. Aumentando a concentração de C3 para C5, foi possível observar que a solução S2 proporcionou a maior adsorção de fósforo, seguido de S1 e S3.

Para o tempo de contato T2 (60 minutos), observa-se variação na adsorção de fósforo, promovida pelas soluções para concentração absoluta a partir de 100 mg L^{-1} de fósforo (C2). Nesse caso, a solução S2 foi a que determinou a menor adsorção de fósforo no solo até a concentração absoluta C5, sendo para C2 ($S1=S3>S2$), C3 ($S1=S3>S2$), C4 ($S1=S3>S2$) e C5 ($S1>S3>S2$). Em T1, S2 foi a solução com maior quantidade absorvida de fósforo, no solo, e com o passar do tempo até T2 observou-se uma mudança significativa com S2 sendo o tratamento que produz menor adsorção de fósforo.

Por fim, para o tempo T3, da mesma forma que para T2, observou-se diferenciação da adsorção de fósforo entre os diferentes tipos de solução, a partir da concentração absoluta C2. Contudo, nesse caso, o resultado foi análogo ao observado para o tempo T1, onde a solução S3 proporcionou a menor adsorção de fósforo ao solo ($S1=S2>S3$ para C2 e C3, e $S2>S1>S3$ para C4 e C5). Em T3, a solução S2 foi a que proporcionou maior adsorção de fósforo, já a mesma solução em T2 determinou os menores valores de adsorção de fósforo.

As variações dos resultados aqui encontrado pode ter algumas causas, tais como, segundo Pang e Deng (2008), a indução magnética da água ou de uma solução altera as suas propriedades físico-químicas, tais como: solubilidade, viscosidade, tensão superficial e condutividade elétrica. A maior ou menor adsorção do elemento em função do magnetismo advém das alterações ocasionadas nas propriedades físico-químicas da água e do meio. Madsen (2004) salienta que a indução magnética de sais de carbonato de cálcio resulta na formação do processo de nucleação de alguns átomos, com formação de pequenos cristais. Essa conclusão de Madsen (2004) ajuda a explicar a menor adsorção do fósforo no caso da solução S3, tanto para o tempo T1 quanto para o tempo T2, quanto para S2 no tempo T2, pois a ocorrência de cristais reduz a taxa de difusão do fósforo para superfície dos colóides do solo, deixando esses disponíveis na

solução, aumentando a concentração relativa e reduzindo o valor estimado de adsorção de fósforo pelo solo.

A maior adsorção promovida pela solução S2 é relacionada a uma maior difusão do fósforo para as interpartículas. Segundo Toledo et al. (2008), Pang e Deng, (2008), a magnetização da água aumenta a viscosidade, a tensão superficial, e a interação intermolecular da água. Em função da fragmentação dos clusters, a água torna-se mais coesiva, permitindo maior poder de solubilidade. e capacidade de penetração nos microporos do solo. resultando em uma maior adsorção do fósforo pelo solo.

A ocorrência de precipitados ou cristais pelo fósforo não foram investigados por este trabalho, porém sabe-se que pode ocorrer uma maior concentração de fósforo na solução em detrimento do uso da indução magnética. A assimilação à disponibilidade do fósforo pelos vegetais, após a magnetização das soluções, deve ser confirmada em outra pesquisa em nível de campo, uma vez ocorrendo a cristalização dos sais presentes na solução, sua disponibilidade às plantas pode ficar comprometidas.

Com relação à influência da concentração absoluta, para os tempos T1 e T2, observou-se aumento significativo ($P < 0,01$) da adsorção de fósforo com o incremento das concentrações absolutas para todas concentrações, com exceção entre C0 e C1. Já, para o tempo T3, o incremento foi observado para toda a faixa de concentração absoluta avaliada. De acordo com Malik (2004), a taxa de adsorção está relacionada ao aumento do tempo de contato do adsorvente com o adsorvato. Assim, a adsorção torna-se mais rápida com o passar do tempo devido em decorrência da adsorção das moléculas próximas à superfície dos coloides, o que gera uma depressão, estabelecendo um menor potencial em seu envolto. O que intensifica a difusão das moléculas da solução para as interpartículas, ocorrendo assim maior adsorção para os maiores tempos de contato, até que se estabeleça o equilíbrio de adsorção.

Na Tabela 5, apresenta-se o resultado do teste Scott Knott a 1% de probabilidade do desdobramento do tempo de contato dentro de cada solução para as diferentes concentrações absolutas avaliadas.

Tabela 6 - Resultado do teste de Scott Knott ($P < 0,01$) do efeito da interação entre tempo de contatos e concentrações absolutas na adsorção do fósforo, estudando os efeitos do desdobramento dos tempos de contato dentro de cada concentração absoluta (comparação entre colunas para cada solução).

Fatores de variação Concentração absoluta	Tempo de contato	Tipo de solução					
		S1		S2		S3	
0	T1	0,00	a	0,00	a	0,00	a
	T2	0,00	a	0,00	a	0,00	a
	T3	0,00	a	0,00	a	0,00	a
50	T1	1,00	b	1.16	b	2.54	b
	T2	5,62	b	2.22	b	3.27	b
	T3	37,55	a	43.06	a	37.43	a
100	T1	12.94	c	13.67	b	9.70	c
	T2	23.96	b	8.97	b	24.13	b
	T3	70.65	a	65.14	a	40.34	a
150	T1	43.53	c	39.64	c	24.07	c
	T2	45.77	b	37.85	b	44.09	b
	T3	90.93	a	93.29	a	81.86	a
200	T1	61.47	c	68.43	b	55.47	c
	T2	83.51	b	73.24	b	88.05	b
	T3	123.71	a	135.30	a	109.69	a
300	T1	140.54	c	215.83	b	131.63	c
	T2	211.29	b	148.65	c	203.27	a
	T3	217.05	a	238.61	a	145.65	b

OBS: Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na vertical diferem entre si pelo teste Scott Knott ($P < 0,01$).

Fonte: Do autor (2018).

No uso das soluções S1, S2 e S3, na concentração absoluta C1 (50 mg L^{-1}), foi observado haver diferenciação de adsorção de fósforo entre os tempos de contato a partir de 24 horas, ou seja, $T1 = T2 < T3$. Considerando as concentrações absolutas C2, C3 e C4, para todos os tipos de solução (exceto S2 combinado com C2 e C4), foi observado que as adsorções aumentaram com o tempo de contato, na magnitude que $T3 > T2 > T1$ ($P < 0,01$). Por fim, referente ao uso da concentração absoluta C5, foi observado que no uso da solução S1 o aumento do tempo determinou aumento da adsorção de fósforo pelo solo, ficando a ordem de adsorção como tempo ($T3 > T2 > T1$). Em S2, observou-se $T3 > T1 > T2$ e em S3 ocorreu a ordem de adsorção $T2 > T3 > T1$. Isso demonstra que, em altas concentrações, pode ter ocorrido um maior efeito causado pela influência do campo magnético, determinando a maior ou menor solubilidade do fósforo, pela

indução da magnetização da solução fosfatada ou da água. Para a solução S2, observa-se que houve um maior valor de adsorção para o tempo T1 que para o tempo T2, contrariando o esperado, o que mostra uma maior disponibilidade causada pelo efeito da memória magnética em altas concentrações.

De acordo com Pang e Deng (2008), após a magnetização da água, os efeitos do magnetismo dura por volta de uma hora. Observa-se que também para a S3 houve maiores valores de adsorção para T2 que para T3. Isso pode ter ocorrido em decorrência do aumento de precipitados ocasionados pela manipulação em T3 das amostras, como sugerido por Madsen (2004). Esses resultados também podem ter ocorrido em decorrência de independência das amostras.

4.4 Isotermas de adsorção

Na Tabela 6, apresenta-se o resultado do teste F do ajuste dos dados observados aos modelos de isoterma (Linear, Langmuir, Freundlich e Redlich-Peterson), para as diferentes combinações de tipos de solução com tempo de contato.

Tabela 7 - Resultado do teste F no ajuste dos dados de adsorção de fósforo aos modelos de isoterma de adsorção, para as diferentes combinações de tipos de solução (S1, S2 e S3) e tempos de contato (T1, T2 e T3).

Modelo de isoterma	Tempos de contato	Quadrado médio		
		S1	S2	S3
Linear	T1	7,98*	3,01 NS	5,18 NS
	T2	4,97NS	6,76 NS	5,67 NS
	T3	94,78**	49,98**	45,80**
Langmuir	T1	7,876*	3,01 NS	5,17 NS
	T2	4,689 NS	6,29 NS	5,66 NS
	T3	80,23**	49,86	45,82**
Freundlich	T1	191,24**	149,71**	1047,82**
	T2	226,15**	352,65**	537,12**
	T3	113,59**	96,16**	33,64**
Redlich-Peterosn	T1	7,99*	3,02 NS	5,18 NS
	T2	4,97 NS	6,76 NS	5,66NS
	T3	94,77**	57,17**	52,81**

* e **: significativos a 5 e 1 % respectivamente e Ns: não significativa, R^2 - coeficiente de determinação, F tabelado (5%): 7,708, F tabelado (1%): 21,197.

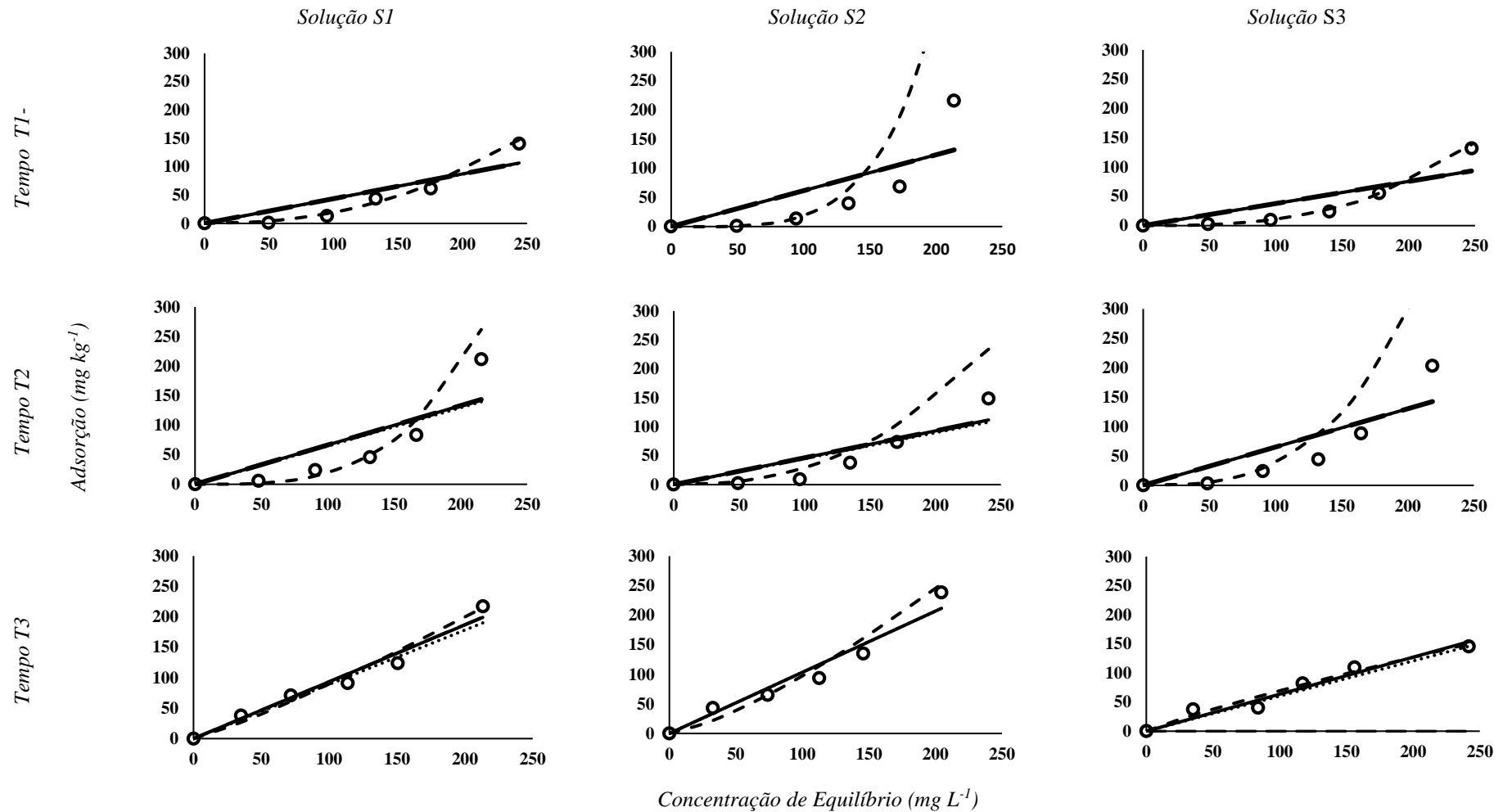
Fonte: Do autor (2018).

Pode-se observar que o modelo de Freundlich foi o único para todas as combinações de solução e tempos de contato que se apresentou significativo pelo teste F, sendo o modelo selecionado para descrever a adsorção de fósforo para as condições experimentais apresentadas. Em teoria, esse modelo é o que mais se aproxima das condições do estudo realizado. De acordo com Freundlich (1906), é ideal para condições de superfície heterogênea e com adsorção em multicamadas, com diferentes energias adsorptivas. Diversos estudos apontam o modelo de Freundlich como sendo um modelo robusto, com grande capacidade de predição da adsorção de substâncias (FREBIANTO et al, 2009; VALLADARES et al, 2003; TOLNER e FÜLEKY 1995).

A adsorção do fósforo em solos tropicais se dá com alta energia de ligação, em razão da alta energia de ligação do fósforo pelos óxidos presentes no solo, tais como, os óxidos de ferro e alumínio, o que o modelo de Freundlich obtém excelente ajuste, em decorrência das características de alta heterogeneidade do solo (GUEDES et al., 2015). Foi observado, neste trabalho, utilizando um latossolo, em alto estágio de intemperismo, com altos teores de óxido de ferro e alumínio que são os principais fatores de adsorção do fósforo (Lima, 2010, Tabela 3), um ajuste satisfatório pela isoterma de Freundlich, conseguiu abranger todas as variações ocorridas.

Na Figura 3, ilustra-se o ajuste dos modelos de isoterma de adsorção para todas as combinações experimentais, ficando evidente a eficiência do modelo de Freundlich no ajuste dos dados observados. Na Tabela 7, apresentam-se as equações de Freundlich com os parâmetros de capacidade máxima de adsorção de Freundlich (K_f) e da constante de heterogeneidade (n) ajustados.

Figura 3 - Isotermas de adsorção, para os modelos: Linear, Langmuir, Freundlich e Redlich-Peterson, levando em consideração níveis de solução (S1, S2 e S3), tempos de contato (T1, T2 e T3) para as diferentes concentrações (C0, C1, C2, C3, C4 e C5).



Concentração de Equilíbrio (mg L^{-1})

Fonte: Do autor (2018).

○ Observado — Linear Langmuir - - - Freundlich - . - Redlich-Peterson

Tabela 8 - Isotermas de adsorção de fósforo de Freundlich para os diferentes tipos de solução e tempos de contato¹.

Tempos de contato	Tipos de solução		
	S1	S2	S3
T1	$qe = 5,82 \times 10^{-4} Ce^{\frac{1}{0,442}}$ R2 = 98,98	$qe = 678 \times 10^{-8} Ce^{\frac{1}{0,237}}$ R2 = 99,49	$qe = 3,1 \times 10^{-5} Ce^{\frac{1}{0,36}}$ R2 = 97,48
T2	$qe = 4 \times 10^{-6} Ce^{\frac{1}{0,297}}$ R2 = 98,51	$qe = 5,66 \times 10^{-4} Ce^{\frac{1}{0,424}}$ R2 = 98,68	$qe = 7,01 \times 10^{-5} Ce^{\frac{1}{0,348}}$ R2 = 97,61
T3	$qe = 0,44 Ce^{\frac{1}{0,867}}$ R2 = 99,81	$qe = 0,21 Ce^{\frac{1}{0,75}}$ R2 = 99,65	$qe = 1,23 \times 10^{-4} Ce^{\frac{1}{1,142}}$ R2 = 77,75

¹ qe – capacidade máxima de adsorção, Ce – concentração relativa.

Fonte: Do autor (2018).

Os valores das constantes de heterogeneidades (n) mostram as variações da energia de ligação dos sítios ativos do solo (GILES, 1960). O único tratamento que atingiu a condição favorável, ou seja, valor de " n " igual ou maior que 1, foi o referente à combinação da solução S3 com o tempo de contato T3 ($n=1,142$), sendo possível visualizar na Figura 3, condição de linearidade e início de patamar. De acordo com Freundlich (1907), valores de n entre 1 a 10, corresponde ao uma maior saturação dos sítios de ligações, havendo assim uma tendência ao equilíbrio de sorção. Contudo os tratamentos combinando S2 e S3 com o tempo T3 também foi possível observar proximidade da condição de classificação favorável. Os demais tratamentos (todas as soluções combinadas com os tempos T1 e T2) apresentaram isoterma de adsorção desfavorável, ou seja, há uma menos energia de ligação para esses tratamentos (FREBIANTO, 2009; FREUNDLICH, 1907).

De acordo com trabalho de Nascimento (2014) e Machado (2015) e Guedes et al (2015), relatam que os valores de n menores, que indicado uma maior disponibilidade do adsorvato na solução do solo, ou seja, o solvente ainda encontra com certa resistência, física ou química, a adsorção, ou seja, o fósforo em tempo iniciais tem menor interação do o solo em estudo

De acordo com Frebianto et al. (2009), a condição do presente experimento descreve um padrão irregular, causado pela natureza do adsorvente, pela complexidade dos sítios ativos, e pelas substâncias envolvidas. Moreira (2008), salienta que, para esse comportamento, a massa do adsorvato (fósforo) retida por unidade de adsorvente (solo) é baixa, mesmo em altas concentrações adicionadas; provavelmente os baixos valores de adsorção estão relacionados ao baixo tempo de exposição estabelecido neste trabalho e a precipitação. Ainda pode-se verificar

que para o maior tempo utilizado, obtiveram-se características da curva de adsorção mais linear, tendendo à isoterma favorável. Com exceção do tratamento S3T3, pode-se observar que com o aumento das concentrações absolutas, proporcionando menores valores adsorção do fósforo, tornando-o mais disponível na solução do solo, em razão de uma redução da adsorção do fósforo pelos sítios de ligação.

Em trabalho desenvolvido por Motta et al. (2002) e Souza (2006), avaliando a CMAP em um latossolo, foi em torno de 324 e 3000 mg kg⁻¹, o que demonstra o quão é a capacidade de adsorção de um solo pode oscilar, o que é justificado pelas suas características físicas e químicas, tais como, mineralogia, teor de matéria orgânica, teores de nutrientes, pH e temperatura e manejo do solo. Assim, neste trabalho, pelos tempos e concentrações utilizadas, pode-se inferir que não houve saturação máxima dos sítios de adsorção, e ainda pode haver uma adsorção de um montante maior de fósforo do que as concentrações estudadas. O que pode ser visualizado na Figura 3, uma vez que as curvas de adsorção não atingiram o platô. Neste trabalho, também não se preocupou em avaliar os processos de precipitações que podem ter sido afetados e influenciando nos valores encontrados.

Na Tabela 8, apresenta-se o resumo do resultado da análise de variância ($P < 0,01$ e $P < 0,05$) dos valores da constante de heterogeneidade (n) para os diferentes tipos de solução e tempos de contato.

Tabela 9 - Resumo da análise de variância do efeito isolado e combinado dos tempos de contato e dos tipos de solução na constante de heterogeneidade de Freundlich (n).

Fonte de variação	Graus de liberdade	Quadrado médio
Tipo de solução	2	0.048**
Tempo de contato	2	0.97**
Tipo de solução x tempo de contato	4	0.058**

* e **: significativos a 5 e 1 % respectivamente e Ns: não significativa.

Fonte: Do autor (2018).

O desdobramento da constante de heterogeneidade de Freundlich n , para as soluções e tempos utilizados, demonstra a variação de heterogeneidade dos sítios de ligação do solo. Ou seja, revela a variação da energia de adsorção dos sítios de ligações pelo fósforo, proporcionada pelo tempo e solução. Uma vez que o tempo de contato e os níveis de solução mostrarão ser significativo em nível de 1%, pela análise de variância (TABELA 9).

É possível observar na Tabela 9, que todos os fatores de variação, isolados e na interação, influenciaram significativamente à 1% de probabilidade a constante de heterogeneidade de Freundlich (n), demonstrando que os sítios de ligação ao solo apresentaram diferenciação entre os tratamentos (tipos de solução e tempos de contato).

Tabela 10 - Resultado do teste de Scott Knott ($P < 0,01$) referente à interação entre tipo de solução e tempo de contato na constante de heterogeneidade de Freundlich (n), estudando os efeitos do desdobramento do tempo de contato dentro de cada solução (comparação entre linhas para cada solução) e das soluções dentro de cada tempo de contato (comparação entre colunas para cada tempo de contato).

Tempo de contato	Tipo de solução					
	S1		S2		S3	
T1	0.442	Ab	0.237	Bc	0.360	Ab
T2	0.297	Bc	0.424	Ab	0.348	Bb
T3	0.867	Ba	0.751	Ca	1.142	Aa

OBS: Médias seguidas por letras minúsculas diferentes na vertical (comparação entre tempos de contato), e por letras maiúsculas diferentes na horizontal (comparação entre os tipos de solução), diferem entre si, pelo teste Scott Knott ($P < 0,01$)

Fonte: Do autor (2018).

Para todas as soluções, observa-se que o maior tempo de contato proporcionou o maior valor de " n ", havendo assim uma tendência em atingir o equilíbrio de adsorção. Destaca-se para S1 a ocorrência de comportamento diferenciado das demais soluções, onde para o tempo de contato T2 observou-se o menor valor de " n ", e para as demais soluções o menor valor de " n " ocorreu para o menor tempo de contato (T1).

De acordo com Jiang (2013), Do Carmo e Torrent (2010) e Schoumans (2014) maiores valores de $1/n$ (menores valores de n) indicam baixa atração do fósforo com o substrato. Em trabalhos desenvolvidos por Guedes et al (2015) encontraram-se constante de Freundlich (n) para adsorção valores maiores que 1, o que indica a alta reatividade das argilas, para os valores de n menores que 1, relacionada à precipitação do fósforo com cálcio e alumínio. Ou seja, os menores valores de n revela uma baixa atração inicial entre o fósforo e o solo, o que foi encontrado neste trabalho para os tempos incubação de até 24 horas.

Analisando a influência da solução na heterogeneidade do sistema, observa-se diferenciação para os diferentes tempos de contato, onde em T1 observou-se que os valores de " n " seguiram a seguinte ordem decrescente: $S1=S3 > S2$, em T2 houve que $S2 > S1=S3$, e em T3 observou-se que $S3 > S1 > S2$. Considerando que quanto maior o tempo de contato maior a

possibilidade de atingir o equilíbrio, é possível observar que o tratamento referente à solução S3 (solução de fósforo tratada magneticamente), foi a que tem maior possibilidade de atingir o equilíbrio entre adsorção e dessorção. Seguido dos tratamentos S1 (solução de fósforo com ausência de magnetismo) e S2 (solução com água tratada magneticamente e posterior realização das soluções) respectivamente.

De acordo com Cooney (1999), o modelo de Freundlich implica em um comportamento exponencial da energia dos sítios de adsorção, mas há evidência que a distribuição de energia talvez não seja essencialmente exponencial, em decorrência da possibilidade da existência de sítios com diversas forças de ligações. Sendo a capacidade de retenção de íons e pendentes da natureza química do adsorvente e do adsorvato, havendo materiais com bufuncional. Neste trabalho, observa-se que para as soluções S1, o constante de heterogeneidade de Freundlich n não manteve um comportamento linear com o aumento dos tempos (T1, T2 e T3). Obtiveram-se maiores energia de ligação (n) no tempo T1 que no tempo T2, o que contradiz os resultados esperando. Porém, ao observar os valores de adsorção, verifica-se um comportamento linear da adsorção em relação ao tempo de incubação, encontrado maiores valores de adsorção para o T2, possivelmente isso se deu em decorrência de uma discrepância do resultado encontrados para a concentração 300 mgL^{-1} de fósforo, que proporcionou o baixo valor encontrado de n , o que indica que a magnetização para concentração C6 reduziu a taxa de adsorção, acarretando menores valores de energia de ligação.

De acordo com Perreira (2011) e Valladares e Perreira (2003) e estudando a adsorção de fósforo, verificou-se que nas camadas superficiais, decorrentes de alto teores de matéria orgânica, ocorre uma menor força de ligação do fósforo com solo, em razão da competição com a matéria orgânica pelos sítios ativos. De acordo com a classificação de Lemos (2005), o solo em estudo contém médio teores de matéria orgânicas, o que pode tem influenciado a taxa de adsorção do fósforo, o que leva a menores valores de n , devido a maior energia de ligação pelos pelo fósforo devido a presença dos ácidos orgânicos no solo.

5 CONCLUSÃO

A forma de confecção da solução fosfatada e tratada magneticamente determinou diferenciação significativa da adsorção de fósforo em solo argiloso, com tendência do tratamento referente à S2 (solução com água tratada magneticamente e posterior realização das soluções) ter proporcionado os maiores valores de adsorção. Por outro lado, a solução S3 (solução de fósforo tratada magneticamente) determinou a menor adsorção de fósforo, podendo determinar maior disponibilidade no meio.

O tempo de exposição e as concentrações mostram ser o principal atributo na adsorção do fósforo, intensificando-se a adsorção para maiores concentrações e maiores tempos de contato. O modelo de isoterma de adsorção de Freundlich obteve o melhor ajuste aos dados observados, atingindo o equilíbrio apenas para o tratamento referente ao maior de tempo de contato (T3) associado ao tratamento S3.

Em resumo, as conclusões deste trabalho não podem inferir sobre a absorção do fósforo pelos vegetais após o tratamento magnético, pois não se estudou aqui a forma de fósforo na solução, apenas sua dinâmica; a sua maior e menor adsorção requer estudos mais específicos que envolvam experimentos de produção ou de assimilação por algumas plantas.

REFERÊNCIAS

- AL-OGAIDI, A. A. et al. The influence of magnetized water on soil water dynamics under drip irrigation systems. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 180, p. 70-77, 2017.
- ANAMI, M. H. et al. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.
- APEEL, C.; MA, L. Q.; RHUEL, R. D. Point of zero charge determination in soils and minerals via traditional methods and detection of electroacoustic mobility. **Geoderma**, Amsterdam, v. 113, p. 77-93, April. 2003.
- AZEVEDO, B. M. de et al. Frequência da fertirrigação fosfatada na produtividade da cultura da melancia. **Irriga**, Botucatu, v. 21, n. 2, p. 257, 2018.
- BASTOS, A. L. et al. Influência de doses de fósforo no fluxo difusivo em solos de Alagoas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 2, p. 136-142, 2008.
- BORGES, A. L.; SILVA, D. J. Fertilizantes para fertirrigação. In: Sousa, V. F.; Maroulli, W. A.; Coelho, E. F. (Ed.). Irrigação e fertirrigação em fruteiras e hortaliças. Brasília, DF: **Embrapa Informação Tecnológica**, 2011. p. 739.
- BRAGA, J.; DEFELIPO, B. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extratos de s óleo e material vegetal. **Revista Ceres**, Viçosa, MG, v. 21, n. 113, p. 73-85, 1974.
- BRASSI, A. de; LARGURA, M. C. T.; RODRIGUES, C. A. Adsorção do corante vermelho congo por derivados da Oo-carboximetil quitosana hidrofobicamente modificados. **Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 5, p. 764-770, 2011.
- BUCHTER, B. et al. Correlation of Freundlich Kd and n retention parameters with soils and elements. **Soil Science**, Baltimore, v. 148, p. 370-379, 1989.
- CARVALHO, J. de A.; OLIVEIRA, L. F. C. de. **Instalações de bombeamento para irrigação: hidráulica e consumo de energia**. Lavras: Ed. UFLA, 2008.
- CIOTTA, M. N. et al. Manejo da calagem e os componentes da acidez de Latossolo Bruno em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, n. 2, p. 317-326, 2004.
- CLAESSEN, M. E. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1997. (Documentos: . INFOTECA-E).
- COOKE, Cindy M.; SHAW, George; COLLINS, Chris D. Determination of solid-liquid partition coefficients (Kd) for the herbicides isoproturon and trifluralin in five UK agricultural soils. **Environmental Pollution**, v. 132, n. 3, p. 541-552, 2004.
- COONEY, D. O. **Adsorption design for wastewater treatment**. Boca Raton: CRC, 1999.

CORRÊA, R. M.; NASCIMENTO, C. W. A. do; ROCHA, A. T. da. Adsorção de fósforo em dez solos do Estado de Pernambuco e suas relações com parâmetros físicos e químicos. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 33, n. 1, p. 153-159, 2011.

CORSINI, P. C.; FERRAUDO, A. S. Efeitos de sistemas de cultivo na densidade e macroporosidade do solo e no desenvolvimento radicular do milho em Latossolo Roxo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 34, n. 2, p. 289-298, fev. 1999.

COSTA, J. L.; PRUNTY, L. Solute transport in fine sandy loam soil under different flow rates. *Agricultural Water Management*, **Amsterdam**, v. 83, n. 1/2, p. 111-118, 2006.

CRISPIM VILAR, C. et al. Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p. 1059-1068, 2010.

DAGOSTINHO, A.; FLUES, M. Determinação do coeficiente de distribuição (Kd) de benzo (a) pireno em solo por isotermas de sorção. **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 657, 2006.

DALAL, R.; HALLSWORTH, E. Evaluation of the parameters of soil Phosphorus availability factors in predicting yield response and Phosphorus Uptake 1. **Soil Science Society of America Journal**, Fayetteville, v. 40, n. 4, p. 541-546, 1976.

DANTAS, A. A.; CARVALHO, L. G.; FERREIRA, E. Climatic classification and tendencies in Lavras regionregion., MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, p. 1862-1866, 2007.

DARCY, H. The public fountains of the city of Dijon. Paris: V. Dalmont, 1856.

DA SILVA, FÁBIO CESAR; VAN RAIJ, Bernardo. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada por diferentes extratores. **Pesqui. Agropecu. Bras.**, v. 34, p. 267-288, 1999.

DEL BUBBA, M.; ARIAS, C. A.; BRIX, Hans. Phosphorus adsorption maximum of sands for use as média in subsurface flow constructed reed beds as measured by the Langmuir isotherm. **Water research**, v. 37, n. 14, p. 3390-3400, 2003.

DELLE SITE, A. Factors affecting sorption of organic compounds in natural sorbent/water systems and sorption coefficients for selected pollutants: a review. **Journal of Physical and Chemical Reference Data**, Washington, v. 30, n. 1, p. 187-439, 2001.

DIAS, C. Brasil adicionou 22,8 milhões de toneladas de fósforo em seus solos nos últimos 50 anos. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2018. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/33747073/brasil-adicionou-228-milhoes-de-toneladas-de-fosforo-em-seus-solos-nos-ultimos-50-anos>>. Acesso em: 20 jan. 2019.

DICK, B. P. et al. **Química orgânica do solo**. In: MELO, V.; ALLEONI, L. R. R. F. (Ed.). Química e mineralogia do solo. Viçosa, MG: SBCS, 2009. p. 1-69.

DO CARMO HORTA, Maria et al. Relationship between Olsen P and ammonium lactate-extractable P in Portuguese acid soils. **Communications in soil science and plant analysis**, v. 41, n. 19, p. 2358-2370, 2010.

DOMINGUES, V. M. F. **Utilização de um produto natural (cortiça) como adsorvente de pesticidas piretróides em águas**. 2005. 224 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 2005.

DOTTO, G. L. et al. Remoção dos corantes azul brilhante, amarelo crepúsculo e amarelo tartrazina de soluções aquosas utilizando carvão ativado, terra ativada, terra diatomácea, quitina e quitosana: estudos de equilíbrio e termodinâmica. **Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 7, p. 1193-1199, 2011

DWIVEDI, A. D. et al. Strengthening adsorptive amelioration: isotherm modeling in liquid phase surface complexation of Pb (II) and Cd (II) ions. *Desalination*, **Amsterdam**, v. 267, n. 1, p. 25-33, 2011.

ECKEL, William P. Novel Calculator for Estimation of Freundlich Partitioning Coefficient. *Chemosphere*, 2019.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF, 2013.

ERNANI, P. R.; NASCIMENTO, J. A. L.; OLIVEIRA, L. C. Increase of grain and green matter of corn by liming. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 22, n. 2, p. 275-280, 1998.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: Ed. UFLA, 2005.

FEBRIANTO, J. et al. Equilibrium and kinetic studies in adsorption of heavy metals using biosorbent: a summary of recent studies. *Journal of Hazardous Materials*, **Amsterdam**, v. 162, n. 2/3, p. 616-645, 2009.

FIGUEIREDO, C. C. de et al. Propriedades físico-hídricas em Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 2, p. 146-151, 2009.

FOROUZAN, F.; BARD, A. J.; MIRKIN, M. V. Voltammetric and scanning electrochemical microscopic studies of the adsorption kinetics and self-assembly of n-alkanethiol monolayers on gold. **Israel Journal of Chemistry**, **Jerusalém**, v. 37, n. 2/3, p. 155-163, 1997.

FREUNDLICH, H. M. F. et al. Over the adsorption in solution. **Journal of Physical Chemistry**, Washington, v. 57, n. 385471, p. 1100-1107, 1906.

FREUNDLICH, H. M. F. Über die adsorption in lösungen. *Zeitschrift für Physikalische Chemie*, **Leipzig**, v. 57, n. 1, p. 385-470, 1907.

FRIZZONE, J. et al. **Microrrigação: gotejamento e microaspersão**. Maringá: Eduem, 2012.

FUNGARO, D. A.; IZIDORO, J. C.; ALMEIDA, R. S. Remoção de compostos tóxicos de solução aquosa por adsorção com zeólita Zeólita sintetizada a partir de cinzas de carvão. **Eclética Química**, Araraquara, v. 30, n. 2, p. 31-35, 2005.

GENEROSO, T. N. et al. Water magnetization and phosphorus transport parameters in the soil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 21, n. 1, p. 9-13, 2018.

GILES, C. H. et al. Studies in adsorption: part XI, a system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids. **Journal of the Chemical Society**, London, n. 786, p. 3973-3993, 1960.

GOEDERT, W. J.; DE SOUSA, D. M. G.; REIN, T. A. Princípios metodológicos para avaliação agrônoma de fontes de fósforo. **Embrapa Cerrados-Documentos (INFOTECA-E)**, 1986.

GUEDES, Rafael Silva et al. Maximum Phosphorus Adsorption Capacity Adjusted to Isotherm Models in Representative Soils of Eastern Amazon. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 46, n. 20, p. 2615-2627, 2015.

HACHICHA, M. et al. Effect of electromagnetic treatment of saline water on soil and crops. **Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences**, Riad, v. 17, n. 2, p. 154-162, 2016.

HANAFI, Mohamed M.; SJIAOLA, J. Cadmium and zinc in acid tropical soils: I. Soil physico-chemical properties effect on their adsorption. **Communications in soil science and plant analysis**, v. 29, n. 11-14, p. 1919-1931, 1998.

HERNÁNDEZ, J.; MEURER, E. Disponibilidade de fósforo em seis solos do Uruguai afetada pela variação temporal das condições de oxirredução. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, n. 1, p. 19-26, 2000.

HOLLER, F. J. et al. **Princípios de análise instrumental**. Porto Alegre: Bookman, 2009. 1056 p.

HOLUBOWICZ, R. et al. Effect of low frequency magnetic field (LFMF) on the germination of seeds and selected useful characters of onion (*Allium cepa* L.). **Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca**, Cluj-Napoca, v. 42, n. 1, p. 168-172, 2014.

ITODO, A.; ITODO, H.; GAFAR, M. Estimation of specific surface area using Langmuir isotherm method. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, Brisbane, v. 14, n. 4, p. 141-145, 2010.

JIANG, Cheng et al. Adsorptive removal of phosphorus from aqueous solution using sponge iron and zeolite. **Journal of colloid and interface science**, v. 402, p. 246-252, 2013.

JIMENEZ, R. S.; BOSCO, S. M.; CARVALHO, W. A. Remoção de metais pesados de efluentes aquosos pela zeólita Zeólita natural escolecita: influência da temperatura e do pH na adsorção em sistemas monoelementares. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 5, p. 734-738, 2004.

KARATHANASIS, A. D.; SHUMAKER, P. D. Organic and inorganic phosphate interactions with soil hydroxy-interlayered minerals. **Journal of Soils and Sediments**, New York, v. 9, n. 5, p. 501-510, 2009.

KHOSHRAVESH, M. et al. Effects of magnetized water on the distribution pattern of soil water with respect to time in trickle irrigation. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 27, n. 4, p. 515-522, Dec. 2011.

KLEIN, V. A. et al. Porosidade de aeração de um Latossolo Vermelho e rendimento de trigo em plantio direto escarificado. **Ciência Rural, Santa Maria**, v. 38, n. 2, p. 365-371, 2008.

KLUG, M. et al. Análise das isotermas de adsorção de Cu (II), Cd (II), Ni (II) e Zn (II) pela N-(3, 4-dihidroxibenzil) quitosana empregando o método da regressão não linear. **Química Nova**, São Paulo, v. 21, n. 4, p. 410-413, 1998.

KUMAR, K. V. et al. A continuous site energy distribution function from Redlich-Peterson isotherm for adsorption on heterogeneous surfaces. **Chemical Physics Letters**, Amsterdam, v. 492, n. 1/3, p. 187-192, 2010.

LANGMUIR, I. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. **Journal of the American Chemical society**, Easton, v. 40, n. 9, p. 1361-1403, 1918.

LEMOS, R. C. et al. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2005.

LIMA, A. C. A. V. et al. Estimativa de parâmetros de isotermas de equilíbrio de adsorção por análise de regressão não-linear. In: **Congresso Brasileiro de Química**, 52., 2012, Recife. Anais... Recife, 2012. 1 CD-ROM.

LIMA, P. L. T. **Caracterização de solos tropicais promedição magnética de minerais em Lavras**, Brasil. 2016. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Sistema Agrícola)-Agrícola) -Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2016.

LIMA, Vico Mendes Pereira et al. Intervalo hídrico ótimo e porosidade de solos cultivados em área de proteção ambiental do sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 5, p. 1087-1095, 2009.

LOPES, G. N. et al. Irrigação magnética. **Revista Agro@mbiente On-line**, Boa Vista, v. 1, n. 1, p. 1-8, 2010.

MACHADO, C. R. A; et al; Carla Rênes et al. Avaliação da adsorção de Fenol e Bisfenol A em carvões ativadas comerciais de diferentes matrizes carbonáceas. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n. 4, 2015.

MADSEN, H. E. L. Crystallization of calcium carbonate in magnetic field in ordinary and heavy water. **Journal of Crystal Growth**, Oxford, v. 267, n. 1/2, p. 251-255, 2004.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. Ouro Fino: Agronômica Ceres, 2006.

MALIK, P. K. Dye removal from wastewater using activated carbon developed from sawdust: adsorption equilibrium and kinetics. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 113, n. 1/3, p. 81-88, 2004.

MALKOC, Emine. Ni (II) removal from aqueous solutions using cone biomass of *Thuja orientalis*. **Journal of hazardous materials**, v. 137, n. 2, p. 899-908, 2006.

MARTINS, L. S.; SANTOS, R. G. Tensão interfacial dinâmica de soluções contendo asfaltenos do petróleo e álcoois. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Química, 20., 2015, São Paulo. Anais. São Paulo: **Blucher Chemical Engineering Proceedings**, 2015. p. 15445-15452.

MASINI, J. C. Demonstrando os fundamentos, potencialidades e limitações da análise por injeção sequencial. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, p. 704-708, 2008.

MAYUMI TOKURA, A. et al. Dinâmica das formas de fósforo em solos de textura e mineralogia contrastantes cultivados com arroz. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 33, n. 1, p. 171-179, 2011.

MELO, V. D. F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo**: parte I. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2009.

MOREIRA, S. de A. **Adsorção de íons metálicos de efluente aquoso usando bagaço do pedúnculo de caju: estudo de batelada e coluna de leito fixo**. 2008. 133 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental)-Ambiental) -Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

MOTTA, P. E. F. et al. Adsorção e formas de fósforo em Latossolos: influência da mineralogia e histórico de uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 2, p. 349-359, 2002.

NASCIMENTO, R. F. D. et al. **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. Fortaleza: Ed. UFC, 2014. 256 p.

NELSEN, C.; SAFIR, G. Increased drought tolerance of mycorrhizal onion plants caused by improved phosphorus nutrition. **Planta**, Berlin, v. 154, n. 5, p. 407-413, 1982.

NÉMETHY, G.; SCHERAGA, H. A. Structure of water and hydrophobic bonding in proteins: I., a model for the thermodynamic properties of liquid water. **The Journal of Chemical Physics**, New York, v. 36, n. 12, p. 3382-3400, 1962.

NGAH, W. S. W.; HANAFIAH, M. A. K. M. Biosorption of copper ions from dilute aqueous solutions on base treated rubber (*Hevea brasiliensis*) leaves powder: kinetics, isotherm, and biosorption mechanisms. **Journal of Environmental Sciences**, Los Angeles, v. 20, n. 10, p. 1168-1176, 2008.

NOVAIS, R. F. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.

NOLLA, Antônio; ANGHINONI, Ibanor. Atividade e especiação química na solução afetadas pela adição de fósforo em Latossolo sob plantio direto em diferentes condições de acidez. **Revista brasileira de ciência do solo**. Viçosa. Vol. 30, n. 6 (nov./dez. 2006), p. 955-963, 2006.

OGATA, A. A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media. Washington: **Geological survey professional**, 1961.

OGATA, A.; BANKS, R. B. **A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media: fluid movement in earth materials**. Washington: US Government, 1961.

OLIVEIRA, Luiz FC et al. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 14, n. 7, 2010.

OLIVEIRA, J. B; **Pedologia aplicada**, 4 ed. Jaboticabal: FEALQ, 2011. 414p.

ÖZACAR, Mahmut. Equilibrium and kinetic modelling of adsorption of phosphorus on calcined alunite. **Adsorption**, v. 9, n. 2, p. 125-132, 2003.

PANG, X. The conductivity properties of protons in ice and mechanism of magnetization of liquid water. **The European Physical Journal B: Condensed Matter and Complex Systems**, Les Ulis, v. 49, n. 1, p. 5-23, 2006.

PANG, X.; DENG, B. Investigation of changes in properties of water under the action of a magnetic field. Science in China Series G: Physics, **Mechanics and Astronomy**, Beijing, v. 51, n. 11, p. 1621-1632, Nov. 2008.

POPLE, J. A. Molecular association in liquids II: a theory of the structure of water. **Mathematical and Physical Sciences**, London, v. 205, n. 1081, p. 163-178, 1951.

PEREIRA, Marcos Gervasio et al. Carbono, matéria orgânica leve e fósforo remanescente em diferentes sistemas de manejo do solo. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 45, n. 5, p. 508-514, 2011.

RADHAKRISHNAN, R.; KUMARI, B. D. R. Pulsed magnetic field: a contemporary approach offers to enhance plant growth and yield of soybean. **Plant Physiology and Biochemistry**, New Delhi, v. 51, p. 139-144, 2012.

REDLICH, O. J. D. L.; PETERSON, D. L. A useful adsorption isotherm. **Journal of Physical Chemistry**, Washington, v. 63, n. 6, p. 1024, 1959.

Reichardt, K. **Dinâmica da matéria e da energia em ecossistemas**. 2. ed. Piracicaba: ESALQ/USP, 1996. 505 p.

REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. Barueri: Manole, 2014.

ROSSI, C. G. et al. Evaluation of the Langmuir model in the Soil and Water Assessment Tool for a high soil phosphorus condition. **Environmental modelling & software**, v. 38, p. 40-49, 2012.

RUIZ, H.; MIRANDA, J.; CONCEIÇÃO, J. Contribuição dos mecanismos de fluxo de massa e de difusão para o suprimento de K, Ca e Mg a plantas de arroz. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, n. 4, p. 1015-1018, 1999.

SAH, R.; MIKKELSEN, D. Effects of temperature and prior flooding on intensity and sorption of phosphorus in soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 95, n. 2, p. 173-181, 1986.

SANTOS, H. C. et al. Kinetics of phosphorus sorption in soils in the state of Paraíba, Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 35, n. 4, p. 1301-1310, 2011.

SCHOUMANS, Oscar F. Description of the phosphorus sorption and desorption processes in coarse calcareous sandy soils. **Soil Science**, v. 179, n. 5, p. 221-229, 2014.

SELIM, A. F. H.; EL-NADY, M. F. Physio-anatomical responses of drought stressed tomato plants to magnetic field. **Acta Astronautica**, Elmsford, v. 69, n. 7/8, p. 387-396, 2011.

SHARP, K. A. **Water: structure and properties**. Encyclopedia of Life Sciences, New York, v. 10, p. 1-7, 2001.

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

SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. Adubação fosfatada em solos da região do Cerrado. In: Yamada, T.; Abdalla, S. R. S. (Ed.). Fósforo na agricultura brasileira. Piracicaba: **Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato**, 2004. p. 157-196.

SOUSA, DMG de; LOBATO, Edson. Cerrado: correção do solo e adubação. Planaltina: **Embrapa Cerrados**, 2004.

SOUZA, Renato Ferreira et al. Calagem e adubação orgânica: influência na adsorção de fósforo em solos. **Rev. Bras. Ciênc. do Solo**, v. 30, n. 6, p. 975-983, 2006.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 234 p.

TAHERVAND, Samaneh; JALALI, Mohsen. Sorption and desorption of potentially toxic metals (Cd, Cu, Ni and Zn) by soil amended with bentonite, calcite and zeolite as a function of pH. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 181, p. 148-159, 2017.

TAIZ, L. et al. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2007.

TOLEDO, E. J. L. et al. Influence of magnetic field on physical-chemical properties of the liquid water: insights from experimental and theoretical models. **Journal of Molecular Structure**, Amsterdam, v. 888, n. 1, p. 409-415, 2008.

TOLNER, László; FÜLEKY, Gy. Determination of the originally adsorbed soil phosphorus by modified Freundlich isotherm. **Communications in soil science and plant analysis**, v. 26, n. 7-8, p. 1213-1231, 1995

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

VAN GENUCHTEN, M. T.; WIERENGA, P. J. Solute dispersion coefficients and retardation factors. In: Methods of soil analysis: part 1. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 1025-1054.

ZANINI, J. R. et al. Distribuição de fósforo no bulbo molhado, aplicado via fertirrigação por gotejamento com ácido fosfórico. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 1, p. 180-193, 2007.

ZHANG, L. et al. Adsorption characteristic studies of phosphorus onto laterite. **Desalination and Water Treatment**, London, v. 25, n. 1/3, p. 98-105, 2011.

ZAMUNER, E. C.; CULOT, J. Efecto de la fertilización en la capacidad de sorción de fósforo. **Invest. Agr.:** Prod. Prot. Veg, v. 14, p. 107-116, 1999.