



GUILHERME AUGUSTO MENDES DA SILVA

**SORÇÃO E DESSORÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS
TROPICAIS DO MALI**

**LAVRAS – MG
2022**

GUILHERME AUGUSTO MENDES DA SILVA

SORÇÃO E DESSORÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS TROPICAIS DO MALI

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Guilherme Lopes
Orientador

LAVRAS – MG
2022

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

Silva, Guilherme Augusto Mendes da.
Sorção e dessorção de fósforo em solos tropicais do Mali / Guilherme Augusto Mendes da Silva. - 2022.
65 p.

Orientador(a): Guilherme Lopes.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2022.
Bibliografia.

1. Isotermas de adsorção. 2. Fixação de fósforo. 3. Solos tropicais. I. Lopes, Guilherme. II. Título.

GUILHERME AUGUSTO MENDES DA SILVA

SORÇÃO E DESSORÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS TROPICAIS DO MALI
PHOSPHORUS SORPTION AND DESORPTION IN TROPICAL SOILS OF MALI

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de mestre.

APROVADA em 19 de julho de 2022.

Dr. Bruno Teixeira Ribeiro UFLA

Dr. Wedisson Oliveira Santos UFU - ICIAG

Prof. Dr. Guilherme Lopes
Orientador

LAVRAS – MG
2022

A Deus Pai todo poderoso.

A Nossa Senhora de Fátima.

Aos meus pais Leci e Renato.

À minha incrível namorada Mikaela.

À minha especial irmã Natalhia.

Aos meus queridos sobrinhos João e Jonas.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus pelo dom da vida e por estar comigo em todos os momentos, seja esses felizes ou tristes.

Agradeço a Nossa Senhora em seus vários nomes por ter me amparado e dado força para seguir em frente.

Aos meus pais Lecí e Renato, pelas suas orações e conselhos nos momentos decisivos da minha vida.

À minha amada irmã Natalhia que é um exemplo de superação e determinação, aos meu sobrinhos João e Jonas por serem fonte inesgotável de felicidade.

À minha namorada Mikaela, por toda paciência, cumplicidade, amor e compaixão. Mesmo estando distante foi essencial na realização desse trabalho. Obrigado por todas as horas me auxiliando na escrita e escutando as minhas lamentações.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciência do Solo, pela oportunidade de cursar o mestrado. A FAPEMIG, CNPq e CAPES pelos recursos destinados à execução da pesquisa. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Ao meu orientador Guilherme Lopes, por ser exemplo de profissional, por contribuir com sua didática e ensinamentos ao longo desse trabalho. Pelo tempo dedicado, explicando e até mesmo desenhando para que eu pudesse compreender por completo todas as etapas de realização da pesquisa.

Aos meus queridos amigos de grupo de pesquisa, Leônidas, Márcio e Gabryel pelo auxílio na realização deste trabalho e pelos momentos de descontração.

Às técnicas de laboratório Geila, Mariene e Lívia pela amizade e auxílio de boa vontade na realização das minhas análises.

Ao pessoal do Laboratório de Análises de Solo de Rotina, Gilson, Cristina e Luciene.

Aos professores Bruno Ribeiro e Wedisson Oliveira, por participarem da banca de defesa.

A todos os professores do DCS por todo conhecimento compartilhado.

MUITO OBRIGADO!

RESUMO

O fósforo (P) interage fortemente com as partículas do solo, sofrendo o processo de adsorção específica. Devido essa elevada capacidade dos solos em adsorver o P, principalmente os solos tropicais, a disponibilidade desse elemento para a absorção pelas plantas é extremamente reduzida. Os solos apresentam diferentes capacidades de sorção, sendo isso dependente das suas características mineralógicas, químicas e físicas. Assim, o objetivo do estudo foi avaliar, por meio de isothermas, a capacidade de sorção e dessorção de P em solos do Mali/África comparativamente aos solos do Brasil. Para tanto, quatro solos do Mali foram selecionados de acordo com o teor de argila, sendo estes: solo arenoso (8% de argila), dois solos de textura média (26% e 27% de argila) e solo argiloso (47% de argila). Foram utilizados três solos do Brasil com 6%, 23% e 40% de argila. Das amostras de solo, na condição de terra fina seca ao ar, foram tomadas subamostras de 0,3 g para realização do experimento de sorção. A relação solo:solução foi de 1:100 contendo as seguintes concentrações de P, na forma de fosfato monopotássico (KH_2PO_4): 0; 2,5; 5,0; 7,5; 10; 15 e 20 mg L^{-1} . Essas soluções foram preparadas em solução eletrolítica de cloreto de sódio (NaCl) ($0,015 \text{ mol L}^{-1}$). O tempo de reação com o solo, na adsorção, foi de 24 horas em agitação. Na dessorção, adicionou-se 30 mL de NaCl ($0,015 \text{ mol L}^{-1}$) para extração do P adsorvido. A concentração de P na solução de equilíbrio, em ambas etapas (adsorção e dessorção), foi determinada utilizando-se o método colorimétrico. Nos solos do Mali e do Brasil foram realizadas análises químicas e textural, ataque sulfúrico e avaliação dos teores de ferro (Fe) e alumínio (Al) pedogênicos. Os dados de adsorção foram modelados de acordo com as equações de Langmuir e Freundlich, enquanto que os de dessorção foram submetidos à análise de regressão. Além disso, foi feito estudo de correlação das propriedades químicas e texturais do solo com as constantes dos modelos. O modelo de Langmuir foi o mais adequado para o ajuste dos dados de adsorção de P nos solos. Ambos os solos apresentaram comportamento similar nas classes de textura média e argilosa. Porém, na classe de textura arenosa, o solo brasileiro adsorveu três vezes mais P que o solo do Mali, sendo a CMAP de $153,8 \text{ mg kg}^{-1}$ e $47,4 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. Na avaliação das formas de óxidos de Fe e Al, os solos do Mali apresentaram maiores teores de óxidos de Fe que os solos brasileiros. Em contrapartida, este último apresentou maior teor de óxidos de Al. No estudo de correlação, a acidez potencial, o H não trocável, teor de óxido de Al total e amorfo e o teor de argila, se correlacionaram positivamente com a CMAP. Já o teor de P disponível e P remanescente se correlacionaram negativamente. A capacidade sortiva de P em ambos os solos foi similar, exceto para o solo de textura arenosa, ao passo que a dessorção foi maior nos solos de textura média do Mali.

Palavras-Chave: Isothermas de adsorção. Fixação de fósforo. Langmuir. Solos tropicais.

ABSTRACT

Phosphorus (P) strongly interacts with soil particles, undergoing the process of specific adsorption. Due to this high capacity of soils to adsorb P, especially tropical soils, the availability of this element for uptake by plants is extremely low. Soils have different sorption capacities, which depend on their mineralogical, chemical and physical characteristics. Thus, the objective of the study was to evaluate, through isotherms, the sorption and desorption of P in soils from Mali/Africa compared to soils from Brazil. For this purpose, four soils from Mali were selected according to clay content, namely: sandy soil (8% clay), two medium texture soils (26% and 27% clay) and clayey soil (47% clay). Three soils from Brazil with 6%, 23% and 40% clay were used. From the soil samples, in the air-dried fine soil condition, 0.3 g subsamples were taken to carry out the sorption experiment. The soil:solution ratio was 1:100, containing the following concentrations of P, in the form of monopotassium phosphate (KH_2PO_4): 0; 2.5; 5.0; 7.5; 10; 15 and 20 mg L^{-1} . These solutions were prepared in electrolyte solution of sodium chloride (NaCl) (0.015 mol L^{-1}). The reaction time with the soil, in the adsorption, was 24 hours in agitation. In the desorption, 30 mL of NaCl (0.015 mol L^{-1}) was added to extract the adsorbed P. The concentration of P in the equilibrium solution, in both steps (adsorption and desorption), was determined using the colorimetric method. In the soils of Mali and Brazil, chemical and textural analyses, sulfuric attack and evaluation of pedogenic iron (Fe) and aluminum (Al) contents were carried out. The adsorption data were modeled according to the Langmuir and Freundlich equations, while the desorption data were submitted to regression analysis. In addition, a correlation study of the chemical and textural properties of the soil with the constants of the models was carried out. The Langmuir model was the most suitable for the adjustment of P adsorption data in soils. Both soils showed similar behavior in the medium and clayey texture classes. However, in the sandy texture class, Brazilian soil adsorbed three times more P than Mali soil, with CMAP of 153.8 mg kg^{-1} and 47.4 mg kg^{-1} , respectively. In the evaluation of the Fe and Al oxide forms, the soils of Mali had higher levels of Fe oxides than the Brazilian soils. On the other hand, the latter showed a higher content of Al oxides. In the correlation study, potential acidity, H non-exchangeable, total and amorphous Al oxide content and clay content were positively correlated with CMAP. The available and remaining P content correlated negatively. The sorption capacity of P in both soils was similar, except for the sandy textured soil, whereas desorption was higher in the medium textured soils of Mali.

Keywords: Adsorption isotherm. Phosphorus fixation. Langmuir. Tropical soils.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 OBJETIVOS	12
2.1 Objetivo geral.....	12
2.2 Objetivos específicos.....	12
3 REFERENCIAL TEÓRICO	13
3.1 Aspectos gerais dos solos do Mali.....	13
3.2 Fósforo no solo	14
3.3 Sorção de fósforo	16
3.4 Isotermas de adsorção	19
3.5 Sorção de fósforo nos solos do continente africano	22
4 MATERIAL E MÉTODOS	24
4.1 Obtenção das amostras	24
4.2 Seleção das amostras	25
4.3 Caracterização dos solos	26
4.3.1 Análises de fertilidade	26
4.3.2 Óxidos totais e ferro e alumínio pedogênicos.....	27
4.4 Experimento de adsorção e dessorção de fósforo	29
4.5 Coeficiente de distribuição.....	31
4.6 Análises estatísticas dos dados experimentais.....	31
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1 Caracterização dos solos	33
5.1.1 Análise de fertilidade.....	33
5.1.2 Adsorção de fósforo após adição de 60 mg L⁻¹ de P	36
5.1.3 Óxidos totais.....	37
5.1.4 Ferro e alumínio pedogênicos.....	39
5.2 Adsorção e dessorção de fósforo	40
5.3 Coeficiente de distribuição de fósforo nos solos estudados.....	50
5.4 Correlação entre atributos dos solos e a adsorção de fósforo	51
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	55
7 CONCLUSÕES.....	56
REFERÊNCIAS	57

1 INTRODUÇÃO

O Mali é um país da África Ocidental com uma população estimada em 21,5 milhões de pessoas (UNFPA, 2022), sendo que desse total aproximadamente 80% trabalha com agropecuária (WFP, 2021). Isso faz com que a principal fonte de renda do país venha da agricultura e pecuária, contribuindo com mais de 40 % do produto interno bruto (PIB) (OIT, 2016). As principais culturas são algodão, milho, milheto, amendoim, arroz, painço e sorgo (DORAISWAMY et al., 2007). A produtividade de alimentos básicos, como sorgo e, variam de 500 a 800 kg ha⁻¹ (BREMAN; GROOT; VAN KEULEN, 2001) e são, em sua maioria, para subsistência. Essa baixa produtividade é devida, principalmente, ao reduzido acesso à informação técnica e a dificuldade de aquisição de insumos. Dentre esses, destacam-se os fertilizantes fosfatados, os quais são importantes para o alcance de maiores produtividades (GONG et al., 2022), principalmente em solos tropicais naturalmente pobres em fósforo e que apresentam alta adsorção deste nutriente, tornando-o pouco disponível às plantas. Assim, práticas de manejo que aumentem a disponibilidade de P visando a maior eficiência da adubação fosfatada são especialmente importantes. Isso se inicia pelo entendimento das reações de adsorção e dessorção de fósforo (P) no solo, as quais são influenciadas por uma série de atributos do solo.

O P é um elemento essencial às plantas, sendo necessária sua disponibilidade em solos de forma que supra a demanda dos diversos organismos (DALY et al., 2015). Principalmente nos solos das regiões quentes e úmidas, tidos como solos-dreno de P, a disponibilidade desse nutriente na solução é muito baixa. Isso acontece devido à susceptibilidade do nutriente em sofrer com os processos de sorção que, aliados ao alto grau de intemperismo, faz com que as formas lábeis do nutriente se tornem cada vez mais escassas (PAVINATO & ROSOLEM, 2008). De forma geral, apenas 5% a 25% do que é adicionado ao solo, na forma de fertilizantes fosfatados solúveis, é aproveitado pela cultura, ficando o restante indisponível para as plantas (FALCÃO & SILVA, 2004). Em países como o Mali, onde o acesso a insumos é limitado, se faz de extrema importância o conhecimento do comportamento do P nos solos, de forma a subsidiar melhores estratégias para a adição/fertilização com P para as culturas.

O P aplicado no solo por meio de fertilizantes fosfatados, ou a partir do processo de mineralização da matéria orgânica do solo (MOS), pode seguir quatro caminhos: i) em condições de pH ácido pode ser precipitado por formas livres de alumínio (Al) e ferro (Fe) presentes em solução, formando os minerais variscita e strengita, respectivamente; ii) em pH alcalino, o P precipita com o cálcio (Ca²⁺), formando os minerais apatita, hidroxiapatita, dentre

outros; iii) ser sorvido por uma superfície adsorvente, como é o caso dos óxidos e hidróxidos de Fe e Al, ou mesmo ser sorvido pelas argilas silicatadas e pela MOS, sendo que para essa última há estudos que comprovam seu efeito benéfico frente ao processo de adsorção (LI et al., 2022; YANG; CHEN; YANG, 2019); e iv) ser absorvido pelas raízes das plantas. Enfim, sabe-se que o processo de sorção evolui para a formação do P mineralogicamente estável (P ligado mais fortemente a fase sólida do solo), ou seja, aquele P que não retorna para a solução do solo. Nesse sentido, percebe-se que o P apresenta forte interação com o solo, sendo fixado nos solos (adsorvido e/ou precipitado), de forma que as plantas geralmente vão estar em desvantagem e pouca quantidade de P fica disponível para o processo de absorção.

Os solos da África Ocidental de maneira geral são ácidos, com baixo teor de matéria orgânica e com presença de argilominerais (caulinita), além de óxidos e hidróxidos de Fe e Al, que contribuem para a baixa retenção de cátions (BURI; MASUNAGA; WAKATSUKI, 2000). Além disso, o fato de não ocorrer reposição dos nutrientes a cada ciclo de cultivo, associado às condições econômicas e tecnológicas limitadas, dificulta o bom desempenho agrônomo das culturas (KOLAWOLE, 2013). No Mali, o manejo da adubação fosfatada é realizado nos cultivos já implantados, em área total (à lanço) ou em adubação de cobertura (juntamente com N e K) nas entrelinhas das culturas. Isso reduz a eficiência de uso do fertilizante, pois o contato deste com um maior volume de solo aumenta as chances de adsorção.

Em 42 países da África Subsaariana, incluindo o Mali, foram avaliados os atributos físicos e químicos do solo (JOHNSON et al., 2019). As amostras foram coletadas na região de Sikasso, sendo identificado pelos autores deficiência severa de P, com valores situados entre 2,46 a 12,00 mg kg⁻¹ (Mehlich-3). Esse resultado é atribuído à fixação de P pelos óxidos e hidróxidos de Fe e pela caulinita, materiais amplamente presentes na região de estudo (GILKES & PRAKONGKEP, 2016). A classe de solo predominante na região é Plintossolos (RAMISCH, 2005), sendo estes notadamente ricos em Fe. Além disso, as doses de P praticadas na região estão aquém da real necessidade das plantas e do solo (POL, 1992; POL & TRAORE, 1993; VAN DUIVENBOODEN, 1992).

O reconhecimento da dinâmica do P no solo se faz de extrema importância para as tomadas de decisões dentro das propriedades agrícolas. Sabe-se que todos os solos tem capacidade de adsorver P, variando a intensidade. Assim, o conhecimento da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) dos solos é relevante para se saber a real disponibilidade do P, o que auxilia no manejo da adubação fosfatada. Para conhecer a capacidade máxima de adsorção de P dos solos, deve-se realizar estudos de adsorção variando doses de adição de P. Na interpretação de tais estudos de adsorção, se utiliza isotermas de adsorção ajustadas a

modelos, que descrevem as razões de equilíbrio entre a quantidade do nutriente adsorvido, em função da quantidade adicionada e o restante deste na solução do solo (NOVAIS & SMYTH, 1999). Desse modo, os modelos de Langmuir e Freundlich vêm sendo utilizados para descrever a sorção de íons no solo. O modelo de Langmuir apresenta vantagem por permitir a determinação da CMAP e da constante de afinidade/energia de adsorção de P (EAP), parâmetros que são empregados e associados às características do solo, permitindo o manejo racional de fertilizantes fosfatados e a geração de informações sobre as reações no solo que acontecem mediante a aplicação destes (OLSEN & WATANABE, 1957; NOVAIS & SMYTH, 1999).

Dessa forma, pesquisas para avaliar o comportamento sortivo do P em solos do Mali, comparativamente a solos tropicais brasileiros, os quais já se sabem que possuem elevada capacidade de sorção de P, se justificam perante a expressiva prática da agricultura no país, aliado à escassez de informações técnicas dos solos locais. Esta escassez reflete no manejo equivocado da adubação fosfatada e no uso inadequado dos insumos, culminando na baixa produtividade dos cultivos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a capacidade de sorção e dessorção de P em solos representativos do Mali comparando com solos oxídicos do Brasil com reconhecida elevada capacidade de adsorção de P.

2.2 Objetivos específicos

- Comparar os modelos de Langmuir e Freundlich para descrição da sorção de P em solos tropicais do Mali;
- Determinar a capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) e a energia de adsorção do P (EAP) ao solo;
- Correlacionar os atributos químicos e a textura dos solos com os parâmetros e constantes dos modelos de Langmuir e Freundlich.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Aspectos gerais dos solos do Mali

Os solos do Mali são altamente intemperizados, com mineralogia predominantemente caulínica (WATTEL-KOEKKOEK et al., 2001). A textura varia de arenosa a argilosa com baixo teor de matéria orgânica (GRINBLAT et al., 2015). As classes de solo que predominam são Argissolos (HUET et al., 2020; TOWETT et al., 2015) e Plintossolos (DEWITTE et al., 2013). As principais limitações enfrentadas pelos cultivos agrícolas são o déficit hídrico e a deficiência de nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P) (DORAISWAMY et al., 2007).

A população do continente africano cresce exponencialmente, o que reflete diretamente na exploração do solo, decorrente da maior demanda na produção de alimentos. Essa condição faz com que os processos erosivos, depauperamento da fertilidade, contaminação do solo, acidificação e processos de salinização sejam cada vez mais frequentes (HOUNKPATIN et al., 2022). A baixa fertilidade dos solos do continente é causada pela insuficiente fertilização dos campos de produção, bem como pela exportação de nutrientes pelas culturas (JOHNSON et al., 2019). Isso faz com que algumas regiões da África Subsaariana (ASS) não alcancem produção agrícola adequada para alimentar a população, o que contribui com a elevação dos índices de desnutrição (AKOMBI et al., 2017). Breman, Groot & Van Keulen (2001) listam duas das causas para o alto custo de aquisição de fertilizantes solúveis no continente africano: a primeira é o reduzido número de unidades produtoras deste insumo e a segunda está relacionada com a falta de logística no país para a chegada destes insumos nas lavouras.

Em trabalho realizado por Johnson et al. (2019) foi avaliada a fertilidade do solo em campos de produção de arroz em 20 países da ASS, incluindo o Mali. Nesta avaliação foram empregadas técnicas de espectroscopia de reflectância difusa de infravermelho próximo (NIR) para prever as propriedades químicas do solo. Os autores verificaram que os solos da ASS apresentam deficiência severa de P, resultado dos processos de adsorção pela caulinita e óxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al). Avaliando a capacidade de troca catiônica (CTC) média desses solos, os autores concluíram que o principal mineral filossilicatado da fração argila é a caulinita, haja vista a baixa CTC média presente nesses solos ($11,3 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$). Os solos da África Ocidental são caracterizados por apresentar argilas de baixa atividade, como a caulinita, bem como óxidos e hidróxidos de Fe e Al que aceleram o processo de sorção do P (MABAGALA; MNG'ONG'O, 2022; NWOKE et al., 2003).

O P é um elemento essencial para o desenvolvimento dos cultivos agrícolas e em solos sob condições tropicais seu papel é ainda mais relevante. Estes solos quando fertilizados adequadamente irão apresentar altas quantidades deste nutriente, porém isso não irá refletir em disponibilidade para as plantas, decorrente de sua interação com os solos. Em relação ao Mali o problema é ainda mais agravado, pois as fertilizações em geral não são realizadas nas doses ideais, culminando em baixas produtividades. Em estudo realizado por Owusu-Bennoah & Acquaye (1989) para avaliar o processo de sorção dos solos em Gana, país este também pertencente a África Ocidental, verificaram que este processo se correlacionou significativamente com o teor de óxidos e hidróxidos de Fe e Al, teor de argila e carbono orgânico.

A agricultura no Mali se concentra principalmente ao sul do país em função do maior regime pluviométrico. Além disso, nesta região prevalece relevo suave ondulado, estando as áreas produtivas concentradas em depressões topográficas decorrente do acúmulo de partículas finas do solo, promovendo maior fertilidade nestes locais (BENJAMINSEM; AUNE; SIDIBÉ, 2010). Na avaliação do balanço de nutrientes, no sul do país em regiões algodoeiras, foram verificados déficits anuais de nutrientes na faixa de 25 kg ha⁻¹ de nitrogênio (N), 20 kg ha⁻¹ de potássio (K) e 5 kg ha⁻¹ de magnésio (Mg) (POL, 1992; POL & TRAORE, 1993). Em estudo realizado por Van Duivenbooden (1992) verificaram que a taxa de recuperação média de N e P nos cultivos de sorgo e milho na África Ocidental, é de apenas 33 % e 14 %, respectivamente. Esses estudos corroboram para a verificação do depauperamento da fertilidade desses solos agrícolas. Na zona algodoeira do Mali os cultivos são realizados em rotação com cereais, que são colhidos para o uso doméstico, enquanto que o algodão é destinado para a comercialização. A exploração destes solos ocorre durante 3 a 4 ciclos produtivos, sendo que após estes são deixados em pousio por, aproximadamente, 10 a 20 anos. O pousio é empregado após estes ciclos produtivos, pois os solos perdem toda a sua capacidade de suporte, conseqüentemente novas áreas são exploradas (KIDRON; KARNIELI; BENESON, 2010).

3.2 Fósforo no solo

O fósforo (P) é um elemento essencial para o desenvolvimento das plantas interferindo diretamente no crescimento e produção (ZHANG et al., 2021). É fundamental na divisão celular (AMARH et al., 2021), fazendo parte da constituição do ATP (adenosina trifosfato) (PANTANO et al., 2016), além de formar ésteres de carboidratos, fosfolipídios, coenzimas e ácidos nucleicos (ROSOLEM; TAVARES, 2006).

O intemperismo apresenta relação intrínseca com a disponibilidade de P do solo, pois à medida que aquele se acentua, o solo tende a se tornar menos eletronegativo, conseqüentemente, mais eletropositivo, se comportando como dreno de P (FARIAS et al., 2009). Assim, sua capacidade de troca catiônica (CTC) é reduzida, enquanto que a adsorção aniônica aumenta, resultando em maior retenção de ânions, a exemplo do fosfato e sulfato (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). No solo, o P inorgânico pode ser encontrado ligado às arestas de argilas silicatadas, aos óxidos e hidróxidos de Fe e Al e adsorvido a matéria orgânica (MO), sendo que nesta última a ligação ocorre por meio de pontes de cátions (SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008). O P orgânico é encontrado, principalmente, na forma de ortofosfatos de monoésteres, que é representado pelos hexafosfatos de inositol (fitatos), que compõem de 10 a 80 % do P orgânico total (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007; SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008).

Em condições tropicalizadas o P orgânico apresenta papel de destaque na manutenção do P disponível para às plantas, decorrente da redução da adsorção do P inorgânico pela fase mineral do solo (CUNHA et al., 2007). O P orgânico constitui grande parte do P total do solo, variando de 5 a 80 % (SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008). Esse P fica disponível para as plantas por meio do processo de mineralização, que é a passagem do P orgânico para inorgânico, por meio da ação dos microrganismos. A relação entre carbono e fósforo (C:P) que irá controlar esse processo, indica que em relações inferiores a 200:1 irá predominar o processo de mineralização, enquanto que em relações superiores a 300:1, ocorrerá o processo de imobilização (VALADARES et al., 2016). No processo de imobilização, os microrganismos irão retirar, temporariamente, P inorgânico do solo para a ocorrência do processo de decomposição. Uma vez que o sistema atinja novamente o equilíbrio, o P volta a ficar disponível para as plantas.

O P apresenta alto grau de interação com o solo e uma lenta taxa de difusão na solução, fazendo com que esse elemento tenha papel crucial na agricultura, haja vista que esses fatores reduzem sua disponibilidade na rizosfera vegetal (BUCHER et al., 2018, VAN RAIJ, 2011). As formas com que o P se encontra no solo são condicionadas pelo manejo cultural empregado e o tipo de solo (BUCHER et al., 2018). No solo o P inorgânico pode ser enquadrado em três grupos distintos, mas que apresentam relação entre si, sendo estes: P na forma iônica presente na solução do solo (prontamente disponível para a absorção pelas plantas e microrganismos); P adsorvido na superfície dos constituintes minerais do solo (óxidos e hidróxidos de Fe e Al em suas formas cristalinas e amorfas, bem como na superfície de argilas), e P componente da matéria orgânica (BARBER, 1995). De acordo com a estabilidade desses compostos, estes

podem ser classificados em fosfatos lábeis e não-lábeis. Os fosfatos lábeis são aqueles compostos fosfatados que apresentam o potencial de serem ressupridores da solução do solo à medida que ocorre a absorção de P pelas plantas ou microrganismos (SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008).

Dessa forma, o P também pode ser classificado de acordo com o compartimento que ocupa no solo. O Fator Intensidade (I) diz respeito à quantidade de P em solução e o ressuprimento do I é realizado pelo P adsorvido, que está ligado às partículas do solo, compondo, assim, o Fator Quantidade (Q). Existe um equilíbrio entre I e Q, ou seja, a alteração de um reflete no outro compartimento (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). Esse equilíbrio entre I e Q é chamado de Fator Capacidade de P (FCP), definido quantitativamente pela relação (Q/I) (GALVÃO & SILVA, 2004). A prática da fertilização eleva o I, resultando também em aumento do Q, sendo isso resultado do equilíbrio entre os compartimentos, mantendo constante as relações entre Q/I. Porém, o Q pode suprir o P não-lábil (NQ) que compõem o P fixado, ou seja, aquele P que não está em equilíbrio com I. O resultado da interação entre esses compartimentos faz com que os solos argilosos apresentem FCP mais elevado do que solos arenosos (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). Então, espera-se que em solos argilosos o I seja menor, em contrapartida mais P em Q, resultando em FCP mais elevado, ou seja, elevada capacidade de ressuprimento do P em solução.

Na solução do solo, o P encontra-se em formas derivadas de ácido ortofosfórico (H_3PO_4) (LI et al., 2021). Em meio aquoso, este se dissocia e o produto final é dependente do pH do solo. Em solos ácidos predomina a forma de íon ortofosfato primário ($H_2PO_4^-$), que é também a predominante na faixa de pH de 5,0 a 6,0, e em solos com pH acima de 6,0 ocorre o predomínio da forma de íon ortofosfato secundário (HPO_4^{2-}) (MABAGALA; MNG'ONG'O, 2022). A forma bivalente HPO_4^{2-} é preferencialmente adsorvida na maioria dos solos (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). O teor de P do solo varia de 0,2 a 5,0 g kg⁻¹ (BUCHER et al., 2018), sendo que apenas 0,1% encontra-se na solução do solo e são passíveis de serem absorvidos (FALCÃO & SILVA, 2004). Outro fato relevante e que também contribui para esse baixo conteúdo na solução do solo é a formação de compostos insolúveis de grupos fosfatos, com os metais Ca, Fe e Al (VAN RAIJ, 2011).

3.3 Sorção de fósforo

O termo sorção é uma ampla designação que inclui os processos de adsorção e precipitação do P (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). A adsorção é o conjunto de reações químicas e físicas que ocorrem entre uma superfície, comumente chamada de adsorvente e uma

substância, chamada de adsorvato. Já, na precipitação, ocorre interação entre íons, formando um novo composto. Os métodos tradicionais de análise de solo não permitem que seja feita distinção entre parte adsorvida e parte precipitada, por isso o termo sorção é mais adequado. A retenção do P adicionado ao solo se dá pela formação de compostos precipitados com formas iônicas de Fe, Al e Ca, e através da adsorção pelos óxidos e hidróxidos de Fe e Al (YANG et al., 2021).

Em solos ácidos a precipitação ocorre com o encontro de formas livres de Al e Fe em solução com o P formando fosfato de Al (variscita) e fosfato de Fe (estrengita), que são compostos insolúveis (WEI et al., 2019). Porém, à medida que se eleva o pH, a solubilidade desses compostos é aumentada. Em se tratando de solos alcalinos, o P pode-se combinar com o Ca trocável formando fosfato de Ca (hidroxiapatita e fluorapatita), fenômeno esse conhecido como retrogradação (FINK et al., 2016). A solubilização dessas formas de P com Ca, ocorre à medida que se acidifica o meio (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007).

A adsorção de P pela superfície dos óxidos e hidróxidos de Fe e Al, ocorre principalmente em suas formas amorfas e com alto grau de desbalanço de cargas. O processo de adsorção inicia-se em uma fase inicial rápida, através de ligações eletrostáticas, com a posterior troca de ligantes com OH e OH_2^+ da superfície dos óxidos e hidróxidos, pelos fosfatos presentes na solução do solo (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). Dessa maneira, o fosfato pode ligar-se de maneira monodentada, onde um oxigênio do P é ligado ao metal; bidentada, onde dois oxigênios do P são ligados ao metal, e binucleada em que dois oxigênios do P são ligados a dois átomos do metal (SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008). Essas ligações apresentam a seguinte ordem decrescente de energia empregada: binucleadas > bidentada > monodentada. Assim, ocorre a formação de complexos de esfera interna que apresentam elevada estabilidade (TIECHER et al., 2020). A reversibilidade dessas ligações são cada vez menores conforme o tempo passa, pois há uma progressão resultando na formação de ligações binucleadas. Contudo, em locais onde se aplicam doses elevadas de P, ocorre saturação destes grupos funcionais, culminando na redução da quantidade de energia de ligação e permitindo maior disponibilidade de P para as plantas (TIECHER et al., 2020). Em argilas silicatadas, com a presença de OH e OH_2^+ nas bordas, a depender do pH do meio, o processo de adsorção pode ocorrer de forma semelhante ao ocorrido nas superfícies dos óxidos e hidróxidos de Fe e Al (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007).

Em solos altamente intemperizados e com alto teor de argila ocorre maior adsorção de P, ou seja, predominância de caráter drenado de P (NOVAIS; SMYTH, 1999). Neste cenário, se enquadra os latossolos brasileiros que apresentam de maneira geral acidez elevada e baixos

teores de P disponível. Os Latossolos argilosos presentes no cerrado brasileiro, têm potencial de adsorção da ordem de 2 000 mg kg⁻¹ de P na camada de 0 a 20 cm de profundidade (FARIAS et al., 2009). Em solos onde o processo de intemperismo é menos intenso e o pH se apresenta de forma neutra ou alcalino, parte do P adicionado ao solo pode ser adsorvido pela superfície de argilas do tipo 2:1 e a outra parte pode precipitar com o Ca²⁺ presente na solução (FARIAS et al., 2009). Porém, é importante ressaltar que a adsorção de P aos solos é fenômeno comum a todas as classes de solos, diferindo apenas a intensidade do processo (FARIAS et al., 2009).

Devido a dinâmica do P no solo, estima-se que mais de 80 % dos fertilizantes fosfatados aplicados tem sua disponibilidade reduzida decorrente dos processos de sorção e imobilização (ZHU; LI; WHELAN, 2018). Essa baixa eficiência de utilização dos fertilizantes fosfatados faz com que se aumente o número de aplicações para atender a demanda dos cultivos, o que eleva o custo de produção. Além disso, é bom ressaltar que as fontes solúveis de P não são renováveis (GHODSZAD et al., 2022).

De forma resumida, em solos de regiões tropicais e subtropicais, os fatores preponderantes para o processo de adsorção de P são a presença de óxidos de Fe e Al amorfos, teor de argila e o pH ácido (SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008; VAN RAIJ, 2011). Os óxidos de Fe e Al cristalizados apresentam menor capacidade de adsorção quando comparado com os óxidos amorfos, pois nestes últimos há uma maior superfície específica resultando em maior adsorção. Em solos alcalinos, o Ca é que irá determinar a solubilidade do P (DUNNE et al., 2020).

Em estudo realizado por Yang, Chen e Yang (2019) para avaliar os efeitos da MO nos processos de adsorção e dessorção de P nos solos da China, concluiu-se que o aumento do teor de MO eleva a CMAP, porém reduz a energia de ligação do P no solo. Assim, o aumento da MO elevou significativamente a quantidade de P dessorvida, sugerindo que solos com teor adequado de MO (75,3 g kg⁻¹) têm maior capacidade de fornecer P as plantas. Assim, sistemas de manejo que visam aumento do teor de MO, correção do pH do solo e aumento da atividade microbiana, contribuem para a redução da adsorção de P. Os grupos funcionais carboxílicos e fenólicos presentes na MO do solo contribuem para a redução dos sítios de carga positiva presente na superfície dos óxidos de Fe e Al, resultando em redução da fixação de P (NOVAIS; SMYTH, 1999). A aplicação de calcário ao solo resulta no aumento do pH, culminando na combinação das espécies de Fe e Al com as hidroxilas, diminuindo a combinação com o P e, conseqüentemente, aumentando o P disponível para as plantas (YANG et al., 2021). Além disso, as partículas do solo tornam-se mais eletronegativas, resultando em menor adsorção entre o fosfato e a superfície adsorvente (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007).

3.4 Isotermas de adsorção

A capacidade máxima de adsorção de cátions trocáveis no solo é facilmente mensurável através do estudo de sua capacidade de troca catiônica, através da saturação da amostra com o cátion específico. Entretanto, para o reconhecimento da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP), tal processo é dificultado devido, principalmente, aos processos em que o P está envolvido, destacando-se a ligação covalente com as partículas do solo (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). Dessa forma, a representação matemática dos processos de adsorção e precipitação que o P pode sofrer no solo é realizada através do estudo de isotermas. Através destas é possível mensurar de forma quantitativa a adsorção de solutos por superfícies adsorventes, sob condições de temperatura e pressão constantes. Isso é possível pois há uma relação entre a quantidade de adsorvato adsorvido em função de uma concentração de equilíbrio na solução (ALLEONI; CAMARGO; CASAGRANDE, 1998).

Assim, para a determinação da CMAP é necessário adicionar doses crescentes e conhecidas de P a uma determinada quantidade de solo. Logo após, procede-se a metodologia de agitação e centrifugação e determina-se o valor de P que permanece no sobrenadante, ou seja, o valor de P que não foi adsorvido. A concentração de P na solução sobrenadante e a quantidade de P adsorvido, são submetidos a ajustes através de isotermas de adsorção (AMARH et al., 2021), dentre estas, se destaca a de Langmuir (FARIAS et al., 2009). Esse modelo é uma dos mais utilizados por permitir conhecer a CMAP e a energia de adsorção envolvida nas ligações do P no solo, sendo possível correlacionar os resultados com as propriedades deste (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). Os estudos do processo de sorção se concentram em duas áreas principais: a compreensão do mecanismo de adsorção de fosfato e a determinação de locais reativos (AMARH et al., 2021).

A equação de Langmuir foi utilizada pela primeira vez por Olsen e Watanabe (1957) em estudos para descrever a adsorção de P no solo. O modelo de Langmuir em sua forma hiperbólica é descrito pela equação: $Q = (a*b*C)/(1 + a*C)$, onde Q é a quantidade de P adsorvida (mg kg^{-1}), a é a constante relacionada a energia de ligação do P (mg L^{-1}), b é a CMAP do solo (mg kg^{-1}) e C é a concentração de P na solução de equilíbrio (mg L^{-1}) (FARIAS et al., 2009; NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). A equação descrita pode ser transformada em sua forma linear: $C/Q = 1/(a*b) + (1/b)*C$, permitindo estimar as constantes a e b . Dessa forma, o valor da CMAP é influenciado pela declividade da reta ajustada, ou seja, quanto menor a inclinação maior também será a capacidade de sorção. Já a energia de ligação está relacionada com a interseção da reta no eixo das ordenadas (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007).

O modelo de Langmuir apresenta seis princípios, sendo eles: i) os íons são adsorvidos em camada única na superfície adsorvente e após a saturação ocorre a adsorção máxima; ii) o processo de adsorção ocorre em posição específica, assim cada sítio é ocupado por apenas uma molécula; iii) a superfície adsorvente é homogênea, dessa forma todos os sítios de adsorção são iguais; iv) a energia de adsorção é constante em toda a superfície; v) não ocorre interação em relação aos ânions adsorvidos; e, vi) o equilíbrio é atingido (SPARKS, 2003).

A isoterma de adsorção de Freundlich também é utilizada para descrever a adsorção de P ao solo (FARIAS et al., 2009). É um tipo de isoterma empírica, pois suas constantes não apresentam significado físico. Nesta, a energia de ligação decresce exponencialmente à medida que a superfície adsorvente é saturada (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). Isso lhe diferencia da equação de Langmuir, que apresenta energia de adsorção constante (FARIAS et al., 2009). A equação exponencial descrita para estimar as constantes n e k é: $Q = kC^{(1/n)}$, onde Q é a quantidade de P adsorvido (mg kg^{-1}) e C é a concentração de P na solução de equilíbrio (mg L^{-1}). No ajuste da isoterma de Freundlich utiliza-se a forma linear da equação, sendo: $\log C = \log k + (1/n)\log Q$. Apesar das constantes K_F e n serem empíricas, correlações entre estas e propriedades químicas do solo têm-se mostrado altamente significativas (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007).

A sorção de P pelo solo pode ser caracterizada em quatro tipos de isotermas: S, L, H e C (MEURER, 2012; SPARKS, 2003). A isoterma do tipo S (S = Sigmoidal) apresenta comportamento de baixa adsorção nas concentrações de equilíbrio iniciais. Em seguida, ocorre aumento na capacidade adsorvente à medida que a concentração de equilíbrio é elevada, tendendo a um patamar de adsorção constante nas maiores concentrações. A isoterma do tipo L (L = Langmuir) é descrita por alta afinidade da superfície pelo adsorvato em concentrações de equilíbrio baixas, sendo que posteriormente ocorre equilíbrio na capacidade adsorvente, tendendo a um patamar constante pela ocupação dos sítios de adsorção. O tipo H (H = High) é definido por declividade muito acentuada no início da isoterma. Esse comportamento demonstra que existe alta afinidade entre o adsorvente e o adsorvato. Por fim, tem-se a isoterma do tipo C, que apresenta forma linear, ou seja, conforme se eleva a concentração de equilíbrio, aumenta a quantidade de P adsorvida (MEURER, 2012; SPARKS, 2003).

O estudo da CMAP é de suma importância, visto que a extração de P ocorre em rochas fosfáticas, sendo estas fontes não renováveis e concentradas em poucos locais (PANTANO et al., 2016). Outro fato que merece destaque é que em solos altamente intemperizados o P é considerado o nutriente mais limitante da produção agrícola, representando o maior investimento nos custos de produção (GUEDES et al., 2016). Elucidar a adsorção de P é

essencial para o manejo eficiente da adubação fosfatada (AMARH et al., 2021). Além disso, sabe-se que a oferta de fertilizantes fosfatados poderá limitar a produção dos cultivos agrícolas nas próximas décadas ou séculos (YANG; CHEN; YANG, 2019). Estima-se que 5 % a 25 % do P solúvel aplicado via fertilizantes fosfatados é absorvido pelas plantas, sendo que 95 % a 75 % pode ser sorvido pelas partículas do solo (FALCÃO & SILVA, 2004). Isso promove aumento do número de aplicações de fertilizantes, o que eleva o custo de produção.

Normalmente estudos de sorção de P buscam relacionar os parâmetros dos modelos, como por exemplo a CMAP, com as propriedades químicas e físicas dos solos. Dessa forma, pesquisas têm correlacionado significativamente a CMAP com o teor de argila (AMARH et al., 2021; GALVÃO & SILVA, 2004; GÉRARD et al., 2016; VALLADARES; PEREIRA; ANJOS, 2003), com o teor de óxidos de ferro e alumínio amorfos (LI et al., 2021; HERNÁNDEZ & MEURER, 1998; SUN et al., 2022), com a acidez potencial (CORRÊA et al., 2011; GUILHERME et al., 2000), com a matéria orgânica (MOREIRA et al., 2006; CHAVES; CHAVES, MENDES, 2007; YANG et al., 2019), com o fósforo remanescente (SOUZA et al., 2006; FARIAS et al., 2009) e com o valor de pH (ALOVISI et al., 2020; AMARH et al., 2021).

Avaliando a adsorção de P em função da área superficial específica de argila em Latossolos Vermelhos, Cunha et al., (2009) verificaram que embora a caulinita seja o principal mineral filossilicatado presente na fração argila desses solos, essa não foi a principal partícula frente ao processo de adsorção de P. Os principais contribuintes para o processo de adsorção foram os óxidos e hidróxidos de Fe e Al de baixa cristalinidade e outros materiais amorfos. Assim, é importante considerar que embora a quantidade de argila seja importante componente no poder de sorção de P, sua qualidade tem importância maior perante os processos de adsorção.

Com vistas a avaliação das propriedades do solo que influenciam a adsorção de P no Sul do Brasil, Oliveira et al., (2020) realizaram trabalho utilizando 60 amostras, nas quais estavam incluídas 8 classes de solo (Latosolo, Nitossolo, Argissolo, Cambissolo, Plintossolo, Chernossolo, Vertissolo e Luvisolo), com textura variando de média a argilosa. Como conclusão do experimento foi verificada correlação positiva do teor de argila, carbono orgânico e área superficial específica com o processo de adsorção de P do solo. Os minerais que mais influenciaram o processo de adsorção foram goethita e hematita, enquanto a gibsitita influenciou em menor grau.

Com o objetivo de determinar a CMAP de sete classes de solos do Cerrado brasileiro (Latosolo Vermelho, Nitossolo Vermelho, Planossolo Háptico, Argissolo Vermelho-Amarelo, Chernossolo Rêndzico, Neossolo Regolítico e Gleissolo Háptico), amostras foram coletadas em

duas profundidades (0-20 e 20-40 cm). O valor de P-rem foi determinado e, a partir deste, foram calculados os intervalos de adsorção e determinadas as cinco doses de P a serem adicionadas às amostras de solo. Verificou-se grande variação da CMAP nas sete classes de solos estudadas, sendo o menor valor de 72 mg kg⁻¹ para o Argissolo Vermelho-Amarelo e o maior 928 mg kg⁻¹ para o Gleissolo Háptico. De forma semelhante, Argissolo Vermelho-Amarelo apresentou maior valor de P-rem, o que se correlaciona com sua textura arenosa. O pH ácido e o alto teor de argila estão relacionados com a maior CMAP para o Gleissolo Háptico (ALOVISI et al., 2020).

3.5 Sorção de fósforo nos solos do continente africano

Em estudo realizado na região leste de Gana, avaliou-se a influência da profundidade do solo na isoterma de adsorção (AMARH et al., 2021). Foram coletadas doze amostras de solo em três profundidades (0-10, 10-20 e 20-30 cm), em quatro diferentes manejos de exploração (solo virgem, solo com plantio de cacau, solo com plantio de banana da terra e solo em pousio). As soluções concentradas de P utilizadas na experimentação foram: 5, 8, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 e 45 mg L⁻¹. Os resultados da adsorção de P foram ajustados às equações de Freundlich, Langmuir e Temkin. Foi possível observar correlação positiva do teor de argila, Ca, Fe e Al com os resultados da CMAP. Dessa forma, com o aumento da profundidade houve maior adsorção de P, sendo resultado do pH ácido e de maiores teores de Fe e Al. Além disso, os dados dos solos obedeceram melhor à equação de Langmuir com um valor médio de R² de 0,99 (AMARH et al., 2021).

Na avaliação de sorção de P dos solos e frações argila da África do Sul, Oyebanjo, Ekosse e Odiyo (2022) coletaram quatro amostras na camada de 0 a 20 cm, desenvolvidas a partir de perfis de solo de basalto, granito, arenito e gnaisse. As soluções concentradas de P utilizadas na experimentação foram: 0, 20, 40, 60 e 80 mg L⁻¹, em uma relação solo:solução de 1:10. Os resultados de adsorção foram ajustados às equações de Langmuir e Freundlich. A ordem decrescente de capacidade sortiva dos solos foram: basalto > granito > arenito > gnaisse. A CMAP variou de 285,71 a 833,33 mg kg⁻¹ nos solos e 238,09 a 625,0 mg kg⁻¹ na fração argila. Não houve diferença significativa entre a capacidade sortiva dos solos e frações argila. Ademais, o modelo de Langmuir foi o mais eficiente em descrever a adsorção de P nos solos do estudo.

Umoh et al. (2014) avaliaram a capacidade de sorção de cinco solos da Nigéria da camada de 0 a 15 cm. No estudo de sorção a relação solo solução empregada foi de 1:100, sendo as doses de P utilizadas de 0, 5, 10, 15 e 20 µg g⁻¹. Os resultados foram modelados de acordo

com os modelos de Langmuir e Freundlich. A capacidade sortiva variou de 231 a 369 mg kg⁻¹. A energia de adsorção do P (EAP) variou de 6,0 a 0,76 mL g⁻¹. A constante n oriunda do modelo de Freundlich se correlacionou significativamente com o pH do solo ($r = 0,75$, $p < 0,05$), enquanto que a CMAP resultante do modelo de Langmuir se correlacionou significativamente com a capacidade de troca catiônica dos solos ($r = 0,81$, $p < 0,05$). Segundo os autores o modelo mais adequado para descrever a adsorção nesses solos foi o de Freundlich.

No sul da Etiópia, Wolde & Haile (2015) selecionaram sete solos para avaliar a adsorção por meio das isotermas de Langmuir e Freundlich. Para isso, foram tomadas 3 g de solo colocadas em contato com 30 mL de solução de CaCl₂ (0,01 mol), contendo as seguintes concentrações de P: 0, 1, 5, 10, 15, 20 e 30 mg L⁻¹, utilizando como fonte KH₂PO₄. A CMAP e a EAP, variou de 560 a 833 mg kg⁻¹ e 0,16 a 20 L kg⁻¹, respectivamente. Os autores concluíram que o teor de Al³⁺ e Fe²⁺ se correlacionou positivamente e significativamente com a CMAP dos solos. Além disso, ambos os modelos foram eficientes em prever a capacidade sortiva dos solos em estudo.

Mihoub, Bouhoun e Saker (2016) avaliaram o comportamento do P em solos calcários da Argélia. Dessa forma, amostras de solo da camada de 0 a 30 cm, foram coletadas e enriquecidas com calcário nas doses de 0, 25 e 50% calcário (CaCO₃). No estudo de sorção de P foram utilizadas as seguintes doses: 0, 10, 20, 30, 50, and 100 µg mL⁻¹, sendo a fonte KH₂PO₄. A relação solo:solução do experimento foi de 1:12,5. As curvas de adsorção foram ajustadas ao modelo de Freundlich. A constante K_F resultante do modelo de Freundlich, variou de 72,3 a 87,9, 129,7 a 264,8 e 524,7 a 719,1 nos solos com incremento de 0, 25 e 50% de CaCO₃, respectivamente. A constante K_F se correlacionou positivamente com teor de argila e com o incremento de CaCO₃, enquanto que a constante n se correlacionou apenas com CaCO₃.

Tamungang et al. (2016) avaliaram a capacidade sortiva de quatro solos superficiais (0-20 cm) que sofreram influência vulcânica, na região oeste de Camarões. As doses de P utilizadas no experimento foram: 0, 1, 5, 10, 20, 40, 60 e 80 ppm, utilizando como fonte NH₄H₂PO₄, a relação solo:solução empregada foi de 50. As isotermas utilizadas para descrever a adsorção nos solos foram a de Langmuir, Freundlich, Temkin e Van Huay. A capacidade de adsorção dos solos variou de 497,9 a 3020,9 mg kg⁻¹. Dentre os modelos utilizados aquele que apresentou o maior valor do coeficiente de determinação foi o de Freundlich (0,97), enquanto que o menor valor foi o de Langmuir (0,82). A CMAP dos solos se correlacionou positivamente e significativamente com o teor de Fe amorfo dos solos ($r = 0,95$, $p < 0,05$).

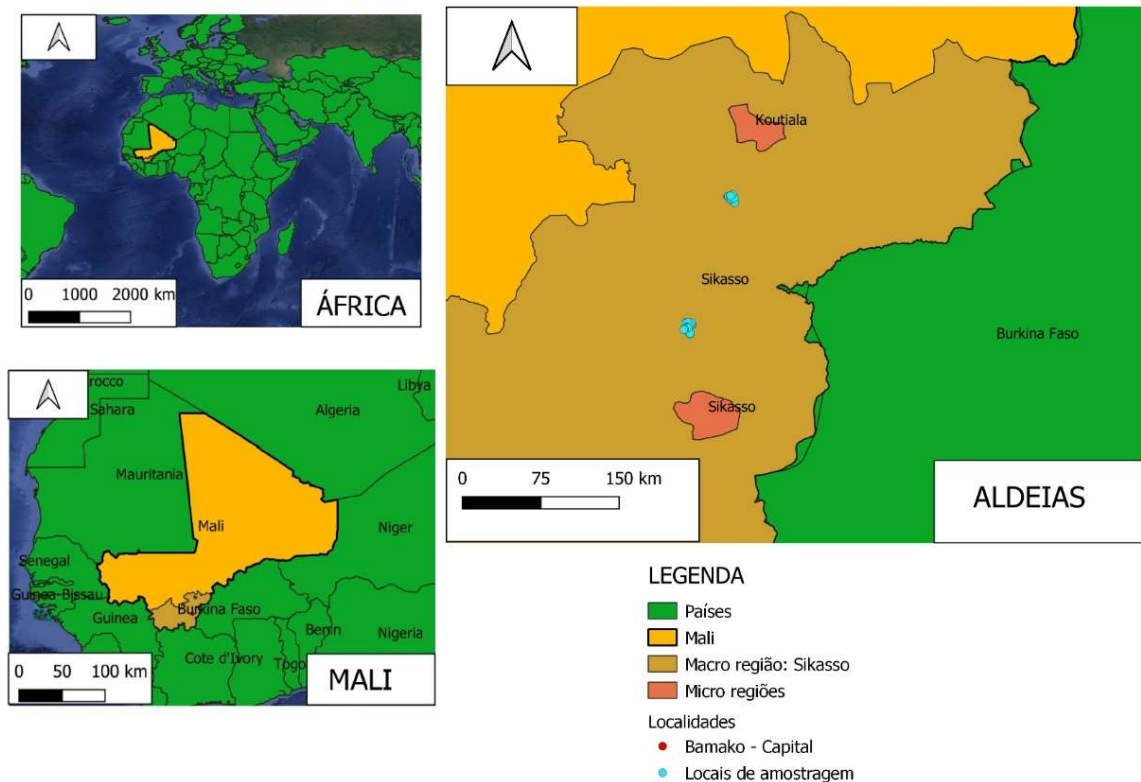
4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Obtenção das amostras

As amostras de solo utilizadas para a realização deste trabalho foram coletadas em áreas cultivadas das aldeias de Bandiagara II e Siani, as quais localizam-se nos municípios de Koutiala e Sikasso, respectivamente, região Subsaariana da África Ocidental, Mali. Os dois municípios pertencem a macrorregião de Sikasso, conforme é mostrado na Figura 1. A precipitação média anual em Sikasso é de 1073 ± 187 mm e a temperatura média é de 29°C (TRAORE et al., 2013). No município de Koutiala a precipitação média anual é de 850 mm e a temperatura mínima e máxima média anual é de $19,2^{\circ}\text{C}$ e $35,7^{\circ}\text{C}$, respectivamente (HUET et al., 2020).

Foram coletadas, com o auxílio do trado holandês, na camada de 0 a 20 cm de profundidade, um total de 15 amostras simples para compor uma amostra composta. Assim, 21 amostras compostas foram coletadas na aldeia de Bandiagara II e 20 na aldeia de Siani. Cada amostra composta correspondia a uma propriedade agrícola das aldeias mencionadas. As amostras foram destorroadas, peneiradas e deixadas secar em condição ambiente para se obter a amostra na forma de terra fina seca ao ar (TFSA).

Figura 1 – Localização geográfica do Mali e macrorregião de Sikasso.



Fonte: Do autor, 2022.

4.2 Seleção das amostras

As análises de fertilidade, granulometria e adsorção na dose de 60 mg L⁻¹ de fósforo (P) foram realizadas em todas as amostras de solo do Mali. A escolha das amostras destinadas à realização do estudo de adsorção e dessorção de P completos, análise dos teores de óxidos totais e Fe e Al pedogênicos, baseou-se na classe textural e/ou porcentagem de argila do solo. Dentre as 41 amostras coletadas no Mali, foram selecionadas 4, juntamente com mais 3 amostras do Brasil. A tabela 1 apresenta as porcentagens de argila e classe textural de todas as amostras, sendo que: os solos com 0 a 15% de argila são considerados arenosos, de 15 a 35% de argila possuem textura média, de 35 a 60% são de textura argilosa e acima de 60% são solos muito argilosos (CFSEMG, 1999).

Tabela 1 – Classificação textural das amostras de solo das aldeias de Bandiagara e Siani.

Bandiagara II			Siani		
Amostra	Teor de Argila (%)	Textura	Amostra	Teor de Argila (%)	Textura
1	33	Média	22	27	Média
2	37	Argilosa	23	22	Média
3	32	Média	24	16	Média
4	31	Média	25	21	Média
5	28	Média	26	23	Média
6	37	Argilosa	27	27	Média
7	47	Argilosa	28	31	Média
8	33	Média	29	27	Média
9	29	Média	30	19	Média
10	29	Média	31	19	Média
11	26	Média	32	16	Média
12	27	Média	33	9	Arenosa
13	29	Média	34	8	Arenosa
14	39	Argilosa	35	10	Arenosa
15	33	Média	36	9	Arenosa
16	23	Média	37	10	Arenosa
17	29	Média	38	11	Arenosa
18	27	Média	39	12	Arenosa
19	29	Média	40	15	Arenosa
20	41	Argilosa	41	19	Média
21	31	Média	-	-	-

Fonte: Do autor, 2022.

Nesse contexto, foram selecionadas amostras representativas dentro de cada classe textural, exceto na classe de textura muito argilosa, pelo fato de que nenhuma das amostras de solo do Mali se enquadraram nesta classe textural. Dessa forma, foram selecionadas as amostras 7, 11, 29 e 34, as quais foram caracterizadas/identificadas conforme a seguir: solo argiloso

proveniente do Mali da aldeia de Bandiagara II (AG – ML); solo de textura média proveniente do Mali da aldeia de Bandiagara II (TM – ML(B)); solo de textura média proveniente do Mali da aldeia de Siani (TM – ML(S)) e solo de textura arenosa proveniente do Mali da aldeia de Siani (AR – ML), respectivamente.

Para comparar e analisar as condições de sorção dos solos do Mali em relação aos solos do Brasil, três amostras com teor de argila semelhante aos dos solos de Bandiagara II e Siani, foram coletadas no Campo das Vertentes no estado de Minas Gerais. Essas foram nomeadas como: argiloso (44 % de argila) proveniente do Brasil (AG – BR), textura média (23 % de argila) proveniente do Brasil (TM – BR) e solo arenoso (6% de argila) proveniente do Brasil (AR – BR). Assim, o experimento detalhado de adsorção foi realizado em um total de sete amostras, sendo quatro solos do continente africano e três do Brasil. As coordenadas geográficas desses 7 solos, bem como a vegetação existente na ocasião da amostragem encontram-se na tabela 2.

Tabela 2 – Informações das áreas onde foram coletados os solos utilizados no experimento de adsorção.

Identificação	Coordenadas geográficas		Cultura existente
AR - ML	11°38'12,85"N	5°44'51,35"O	Milho
TM - ML(S)	11°40'35,43"N	5°44'17,6"O	Amendoim
AG - ML	12°9'36,92"N	5°34'27,03"O	Milheto
TM - ML(B)	12°10'49,83"N	5°35'18,03"O	Arroz
AR - BR	44°36'44,63"S	21°18'17,16"O	Vegetação natural
TM - BR	44°47'47,5"S	21°17'12,49"O	
AG - BR	44°57'34,23"S	21°13'34,2"O	

AR: Arenoso; AG: Argiloso; TM: Textura média; BR: Brasil; ML: Mali; (S): Siani; (B): Bandiagara. Fonte: Do autor, 2022.

4.3 Caracterização dos solos

4.3.1 Análises de fertilidade

As amostras foram secas ao ar e peneiradas em peneira de 2 mm, compondo a terra fina seca ao ar (TFSA), sendo esta utilizada em todas as análises. A análise textural e química dos solos foram realizadas conforme as recomendações da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2017) e estão apresentadas nas tabelas 3 e 4.

A análise granulométrica foi determinada, utilizando solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 1 mol L⁻¹ como agente dispersante. A fração argila foi determinada pelo método do hidrômetro modificado e o silte por diferença, enquanto que a fração areia foi por peneiramento. O pH foi determinado em água com uma relação solo:água de 1:2,5. A matéria orgânica (MO)

foi determinada, pelo método de via úmida, pela oxidação com uma solução de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$ a $0,0667 \text{ mol L}^{-1}$), sendo o teor determinado pelo método colorimétrico. Os cátions trocáveis cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e alumínio (Al^{3+}) foram extraídos usando solução de cloreto de potássio (KCl) $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ (VAN RAIJ & BATAGLIA, 1991). O Al^{3+} foi determinado por titulação com solução de $NaOH$ a $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$, enquanto Ca^{2+} e Mg^{2+} por espectrofotometria de absorção atômica. A extração de fósforo (P), potássio (K) e os micronutrientes zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn) e cobre (Cu) foi realizada em solução de Mehlich-1 (MEHLICH, 1984). O P e o K foram determinados por colorimetria e fotometria de chama, respectivamente. Quanto aos micronutrientes Zn, Fe, Mn e Cu, a determinação foi feita por espectrometria de absorção atômica. Para a extração de enxofre (S) utilizou-se o extrator fosfato monocálcico ($Ca(H_2PO_4)_2$) (TABATABAI & BREMNER, 1970), e a determinação por turbidimetria. Para a extração de boro, foi utilizado água quente (BERGER & TRUOG, 1939) e sua determinação foi feita colorimetricamente pelo método da curcumina. A acidez potencial (H+Al) foi estimada por meio do pH SMP.

Para a determinação do fósforo remanescente (P_{rem}) utilizou-se TFSA, em uma relação solo:solução de 1:10. Assim, pesou-se 5,0 g de solo e adicionou-se uma solução de 50 mL de cloreto de cálcio ($CaCl_2$) a $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, contendo 60 mg L^{-1} de P. Em seguida, as amostras foram colocadas em agitador horizontal a 120 rpm por 5 min, posteriormente permaneceram por 16 h em repouso (ALVAREZ V. et al., 2000). Ao final do processo, a concentração de P_{rem} foi determinada utilizando-se o método do ácido ascórbico modificado por Braga & Defelipo (1974), sendo as leituras realizadas no espectrofotômetro UV-Vis no comprimento de onda 725 nm.

Com o objetivo de se conhecer a capacidade de sorção de todas as amostras de solo das aldeias de Bandiagara II e Siani, aplicou-se aos dados do P_{rem} a seguinte equação (1):

$$P_{ads} = \frac{(60 - P_{Rem}) * 50}{5} \quad (1)$$

Em que: P_{ads} é a quantidade de P adsorvida no solo (mg kg^{-1}); 60 é a concentração de P adicionada (mg L^{-1}); P_{Rem} é a concentração de equilíbrio após o período de 5 min de agitação e 16 horas de repouso (mg L^{-1}); 50 é o volume final (mL) e 5 a massa de solo (g).

4.3.2 Óxidos totais e ferro e alumínio pedogênicos

A determinação das quantidades totais de óxido de silício (SiO_2), óxido de ferro (Fe_2O_3), óxido de titânio (TiO_2), óxido de alumínio (Al_2O_3) e fósforo total (P_2O_5) foi realizada mediante

análise de ataque sulfúrico. Assim, pesou-se 1 g de TFSA e adicionou-se 20 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) diluído 1:1 (v/v) e deixou ferver durante 30 min (VETTORI, 1969). Após esfriar, adicionou-se 50 mL de água destilada e realizou-se a filtração, obtendo-se o extrato sulfúrico. Neste, realizou-se a determinação total de Fe_2O_3 , TiO_2 , Al_2O_3 e P_2O_5 no equipamento de Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente acoplado (ICP-OES), enquanto que o SiO_2 foi determinado pelo processo gravimétrico. A partir dos resultados calculou-se as relações moleculares $(\text{Al}_2\text{O}_3/\text{Fe}_2\text{O}_3)*1,57$, $K_i (\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3)*1,7$ e $K_r (\text{SiO}_2/0,6)/((\text{Al}_2\text{O}_3/1,02)+(\text{Fe}_2\text{O}_3/1,6))$.

A determinação de formas cristalinas de Al e Fe foi realizada conforme as recomendações do Manual de Análises de Solo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2017). Conforme recomendado, pesou-se 2,0 g de TFSA que foi colocada em tubos de centrífuga com capacidade de 100 mL, adicionou-se 40 mL de solução de citrato de sódio a $0,3 \text{ mol L}^{-1}$ e 5 mL de bicarbonato de sódio $1,0 \text{ mol L}^{-1}$. Os tubos foram colocados em banho-maria a 70°C e adicionou-se 1,0 g de ditionito de sódio em pó, sendo realizada agitação manual com bastão de vidro por 1 min. Após 3 min outra porção de 1,0 g de ditionito de sódio em pó foi adicionada agitando-se posteriormente. Por fim, uma terceira porção de 1,0 g de ditionito de sódio em pó foi adicionada e agitada por 1 min. Os tubos foram retirados do banho-maria e após esfriarem foram centrifugados a 3000 rpm durante 10 min. O líquido sobrenadante foi acondicionado em balão volumétrico de 250 mL e o seu volume completado com água destilada (TEIXEIRA et al., 2017).

Na determinação de formas amorfas de Al e Fe, pesou-se 0,5 g de TFSA, acondicionou-se em tubo tipo falcon com capacidade de 50 mL e adicionou-se 10 mL de oxalato ácido de amônio a $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ com o pH ajustado em 3,0. As amostras foram colocadas em mesa agitadora horizontal, a 162 rpm por 4 h. Em seguida, os tubos foram centrifugados a 3000 rpm durante 10 min e o sobrenadante foi recolhido em tubos do tipo falcon para determinar os teores de alumínio e ferro. O processo de agitação, centrifugação e coleta do sobrenadante foram realizados ao abrigo da luz, para evitar a fotodegradação do reagente (TEIXEIRA et al., 2017).

Os teores de Al e Fe pedogênicos, amorfos e cristalinos, foram determinados por Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES), não sendo necessário a diluição dos extratos para a realização das leituras.

4.4 Experimento de adsorção e dessorção de fósforo

O experimento de adsorção de fósforo (P) foi realizado, utilizando-se TFSA, em uma relação solo:solução de 1:100. Para essa finalidade, pesou-se 0,3 g de solo, os quais foram acondicionados em tubos de centrífuga com capacidade de 50 mL. Nesses tubos, adicionaram-se 30 mL de solução eletrolítica de suporte a $0,015 \text{ mol L}^{-1}$ de cloreto de sódio (NaCl), contendo as seguintes concentrações de P, na forma de fosfato de potássio monobásico (KH_2PO_4): 0; 2,5; 5,0; 7,5; 10; 15 e 20 mg L^{-1} . O pH das soluções contendo P foi ajustado para 5,5, durante 5 dias, com a adição de ácido clorídrico (HCl) ou hidróxido de sódio (NaOH), ambos a $0,1 \text{ mol L}^{-1}$. O processo foi realizado em triplicata para cada dose de P totalizando 21 tubos de centrífuga para cada solo. Após a adição das soluções de P, as amostras foram colocadas em mesa agitadora horizontal a 120 rpm por 24 h. Após as 24 h de agitação, as amostras foram centrifugadas a 3500 rpm por 10 min. Posteriormente, o sobrenadante foi submetido a filtração e acondicionado em injeplast, para posterior determinação do teor de P.

Na etapa de dessorção foram adicionados 30 mL de solução eletrolítica de NaCl a $0,015 \text{ mol L}^{-1}$ ao solo remanescente do experimento de adsorção. O pH da solução eletrolítica foi previamente ajustado para 5,5, durante 5 dias, com solução de HCl ou NaOH, ambos a $0,1 \text{ mol L}^{-1}$. Ao final do período de 24 h de agitação, as amostras foram centrifugadas a 3500 rpm por 10 min e após filtração o sobrenadante foi acondicionado em injeplast, para então ser submetido a análise de P. A dosagem de P na solução de equilíbrio, em ambas etapas, foi realizada pelo método colorimétrico, utilizando do complexo fosfo-molíbico, empregando-se ácido ascórbico (vitamina C) como redutor (BRAGA & DEFELIPO, 1974). As leituras foram realizadas no espectrofotômetro UV-Vis no comprimento de onda 725 nm.

A quantidade de P adsorvida (mg kg^{-1}) foi calculada de acordo com a equação 2 a seguir:

$$P_{\text{ads}} = \frac{(C_i - C_e) * V}{M_s} \quad (2)$$

Em que P_{ads} é a quantidade de P adsorvida no solo (mg kg^{-1}); C_i a concentração inicial de P adicionada (mg L^{-1}); C_e é a concentração de equilíbrio após o período de 24 h de reação (mg L^{-1}); V o volume final (mL); e M_s a massa de solo (g).

Os dados de adsorção de P foram ajustados aos modelos de Langmuir e Freundlich. O modelo de Langmuir permite estimar a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) de um determinado elemento no solo, bem como a energia de ligação envolvido no processo. A equação de Langmuir para a adsorção (Equação 3) e sua forma linearizada (Equação 4) são apresentadas a seguir:

$$q = \frac{K_L * C_e * b_{m\acute{a}x}}{1 + (K_L * C_e)} \quad (3)$$

$$\frac{C_e}{q} = \frac{1}{K_L * b_{m\acute{a}x}} + \frac{C_e}{b_{m\acute{a}x}} \quad (4)$$

Em que q expressa a quantidade de P adsorvida no solo (mg kg^{-1}); K_L é a constante relacionada à força de ligação (L kg^{-1}); C_e concentração de equilíbrio após 24 h de reação (mg L^{-1}) e $b_{m\acute{a}x}$ a CMA estimada pelo modelo (mg kg^{-1}).

Para realizar o ajuste dos dados de adsorção ao modelo de Langmuir, plotou-se a relação C_e/q no eixo das abscissas e a C_e no eixo das ordenadas, e ajustou-se modelos lineares entre as duas variáveis. A partir da equação linear gerada, foi possível calcular os parâmetros $b_{m\acute{a}x}$ e K_L e aplicá-los a equação 3, sendo possível estimar a quantidade de P adsorvido pelo modelo.

Com os dados de adsorção de P estimados pela equação (3) de Langmuir para cada ponto de C_e , foi possível construir as isotermas. Para tanto foi plotado a quantidade estimada de P adsorvida (mg kg^{-1}) no eixo das ordenadas e a C_e (mg L^{-1}) no eixo das abscissas. De forma semelhante, plotou-se os dados de adsorção de P registrados experimentalmente no mesmo gráfico que foi plotado as isotermas. Isso resultou em um gráfico de linha para a isoterma gerada e um gráfico de pontos para o P realmente adsorvido no experimento.

O ajuste dos dados de adsorção de P ao modelo de Freundlich foi realizado de forma semelhante ao descrito anteriormente para o modelo de Langmuir, para estimar as constantes K_F e n . A equação de Freundlich, bem como a sua forma linearizada, são descritos abaixo pelas equações 5 e 6, respectivamente:

$$q = K_F * C_e^{1/n} \quad (5)$$

$$\log q = \log K_F + (1/n) * \log C_e \quad (6)$$

Em que q expressa a quantidade de P adsorvida (mg kg^{-1}); C_e a concentração de equilíbrio após 24 h de reação (mg L^{-1}); e K_F e n são constantes de ajustes do modelo de Freundlich.

As quantidades de P desorvidas do solo (mg kg^{-1}) foram calculadas a partir da subtração da C_e lida na etapa da desorção (mg L^{-1}) pela C_e da adsorção (mg L^{-1}). O solo remanescente da etapa de adsorção permanece úmido após a coleta do sobrenadante. Assim, por meio da avaliação das massas foram possíveis estimar a quantidade de solução presente neste e descontar do valor final da C_e da desorção, calculando-se assim o P desorvido. Os dados da quantidade de P desorvido (mg kg^{-1}) foi plotado no eixo das ordenadas e a quantidade de P

adicionada (mg L^{-1}) foi plotada no eixo das abscissas e ajustou-se modelos lineares entre as variáveis. A partir dos dados da quantidade de P dessorvido em relação ao P adsorvido foi possível avaliar, em porcentagem, a quantidade de P dessorvido. Essa avaliação é importante pois evidencia a afinidade entre o P e os constituintes do solo.

Após o reconhecimento da quantidade de P adsorvido (mg kg^{-1}) e do P dessorvido (mg kg^{-1}), esse último foi plotado no eixo das abscissas e o primeiro no eixo das ordenadas, dessa forma ajustou-se modelos de regressão quadrática. O objetivo foi estimar o Fator Capacidade de Fósforo (FCP), utilizando os valores dos coeficientes beta (β) 1 das equações de segundo grau gerada (Fox & Kamprath, 1970).

4.5 Coeficiente de distribuição

Com o objetivo de avaliar a afinidade entre o P e o solo, calculou-se, ainda, o coeficiente de distribuição ou de partição (K_d) para cada concentração inicial utilizada no experimento de adsorção (ANTONIADIS et al., 2016). O valor de K_d é um indicativo da variação entre a quantidade de P sorvido em relação à quantidade de P em solução (SATO & COMEFORD, 2005). Além disso, calculou-se também, o K_d individual por meio das médias dos valores de K_d nas diferentes concentrações de equilíbrio.

Através do coeficiente de distribuição, pode-se inferir a respeito da capacidade de adsorção de um elemento no solo, bem como a sua mobilidade. A equação utilizada para a obtenção do K_d é escrita da seguinte forma (Equação 7):

$$K_d = \frac{P_{\text{ads}}}{C_e} \quad (7)$$

Em que K_d é coeficiente de distribuição; P_{ads} a quantidade de P adsorvida (mg kg^{-1}); e C_e a concentração de equilíbrio após 24 h de reação do solo com o P (mg L^{-1}).

4.6 Análises estatísticas dos dados experimentais

Os dados oriundos do experimento foram analisados estatisticamente utilizando o programa SISVAR (FERREIRA, 2011). Os teores de Fe e Al pedogênicos dos setes solos foram submetidos a análise de variância (ANOVA), sendo as médias comparadas entre si pelo teste de Scott Knott ao nível de 5% de probabilidade ($p < 0,05$).

Para a avaliação do K_d , realizou-se a ANOVA em esquema fatorial com 6 concentrações adicionadas empregadas na adsorção e 7 solos, resultando em 42 tratamentos. O teste de médias utilizado foi Scott Knott ao nível de 5% de probabilidade ($p < 0,05$).

Realizou-se também análises de correlação de Pearson dos dados estimados pelos modelos de Langmuir e Freundlich com as propriedades químicas e texturais dos solos em estudo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos solos

5.1.1 Análise de fertilidade

A estatística descritiva das 21 amostras de solo oriundas da aldeia de Bandiagara II e 20 amostras de solo oriundas da aldeia de Siani permitiu observar diferenças nas características químicas e na textura dos solos (Tabela 3). Os solos de Bandiagara II apresentaram em média 31,9 % de argila e 34,4 % de silte, valores superiores aos encontrados em Siani, onde verificou-se 17,6 % de argila e 26,2 % de silte. Quanto ao teor de areia, os solos de Siani apresentam em média 53,6 %, sendo classificados como franco arenosos (CFSEMG, 1999), enquanto os de Bandiagara II têm em média 33,7 % de areia. A textura do solo é um atributo estável ao longo tempo (FORGES et al., 2022) podendo ser, portanto, utilizada para comparar os diferentes solos. Avaliando a textura dos solos de Bandiagara II e Siani, é possível inferir que o intemperismo em Bandiagara II é mais intenso, decorrente principalmente do regime pluviométrico mais elevado nesta região. Os agricultores da África Ocidental procuram cultivar em solos com textura mais fina, ou seja, com maior teor de argila, decorrente da maior fertilidade e retenção de água (LAMBERT et al., 2018). O alto teor de areia e silte, de ambas as aldeias, faz com que os solos tenham baixa agregação, haja vista que a fração argila é o principal componente cimentante dos solos (BERTOL; CASSOL; BARBOSA, 2019). Assim, esses solos são predispostos a processos de degradação e erosão com perda, principalmente, de horizontes superficiais.

Os valores médios de saturação por bases dos solos da aldeia de Siani são superiores aos solos de Bandiagara II, sendo de 63 % e 40,8 %, respectivamente. O valor médio do P-rem da aldeia de Siani é superior ao de Bandiagara II, indicando que o processo de sorção de fósforo dos solos é mais acentuado nesta última, o que está relacionado com o maior teor de argila observado nos solos de Bandiagara II (Tabela 3). Antoniadis et al., (2016) verificaram que solos com maior teor de argila e menor teor de areia, apresentavam maior afinidade pela sorção de P.

A matéria orgânica (MO) exerce papel de destaque nos solos, aumentando a agregação das partículas, o armazenamento e ciclagem de nutrientes, além de aumentar a taxa de infiltração de água e tornar ativa a microbiota do solo (MABAGALA; MNG'ONG'O, 2022; SILVA & MENDONÇA, 2007). Além disso, a MO pode atenuar a sorção de P pelas superfícies dos óxidos e hidróxidos de Fe e Al (AMARH et al., 2021), por meio da competição, haja vista que tanto a MO quanto o P são carregados negativamente (MABAGALA; MNG'ONG'O,

2022). Porém, os solos da África Ocidental apresentam reduzido teor de MO, decorrente de sua intensa exploração (DORAISWAMY et al., 2007). Também, há de se considerar que o baixo acúmulo de matéria orgânica, como verificado no geral para os solos do presente estudo (Tabela 3), deve-se ao sistema de cultivo, que é predominantemente cultivo convencional, com aração e revolvimento do solo.

O pH é considerado um dos principais atributos a serem determinados, pois este é utilizado como referência nas tomadas de decisão quanto ao manejo do solo (VAN RAIJ, 2011). Em valores de pH ácido, ocorre a liberação de Al e Fe para a solução do solo, podendo ocorrer o processo de precipitação com o P, resultando na formação de P insolúvel (DARKE & WALBRIDGE, 2000). Na avaliação desse atributo, verifica-se que os solos amostrados em Siani apresentam valores de pH superiores aos de Bandiagara II. Constata-se maior acúmulo de cátions básicos em Siani, o que lhe confere pH médio mais elevado (5,7) sendo classificado como “bom” de acordo com a classe agronômica que vai de 5,5 a 6,0 (CFSEMG, 1999).

Tabela 3 – Estatísticas descritivas das propriedades de fertilidade do solo das áreas agrícolas de Bandiagara II e Siani.

Propriedades	Bandiagara				Siani			
	Min	Max	Média	DP	Min	Max	Média	DP
pH	4,6	6,0	5,1	0,4	5,0	6,5	5,7	0,4
Argila (%)	23,0	47,0	31,9	5,7	8,0	31,0	17,6	7,1
Silte (%)	28,0	40,0	34,4	3,6	10,0	55,0	26,2	12,4
Areia (%)	23,0	45,0	33,7	4,7	26,0	81,0	56,3	17,1
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	1,4	3,3	2,1	0,5	1,5	9,4	3,2	2,1
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,4	1,5	0,9	0,3	0,4	3,7	1,1	0,8
K ⁺ (mg dm ⁻³)	44,1	213,2	81,2	40,5	63,0	163,0	115,2	30,4
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,1	1,7	0,5	0,5	0,0	0,2	0,1	0,1
MO (dag kg ⁻¹)	0,5	2,0	0,9	0,4	0,5	2,6	1,0	0,5
P (mg dm ⁻³)	0,1	4,8	1,3	1,3	1,4	12,8	4,8	2,9
S (mg dm ⁻³)	3,6	14,0	7,6	3,2	2,4	11,9	6,5	3,2
P-rem (mg L ⁻¹)	12,6	30,2	23,4	4,7	26,7	50,0	38,9	6,8
Zn (mg dm ⁻³)	1,4	25,0	3,9	5,0	0,3	27,7	2,2	6,0
Cu (mg dm ⁻³)	1,7	7,0	3,2	1,2	0,3	3,3	0,9	0,9
Fe (mg dm ⁻³)	21,8	114,8	42,0	23,9	16,5	45,9	25,9	7,1
Mn (mg dm ⁻³)	18,9	66,6	39,9	13,3	32,0	121,3	67,4	22,1
B (mg dm ⁻³)	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,3	0,1	0,1
CTC ¹ (cmol _c dm ⁻³)	5,9	10,2	7,9	1,0	3,9	16,1	6,9	3,0
CTC ² (cmol _c dm ⁻³)	2,7	4,9	3,7	0,6	2,3	13,6	4,6	2,9
V (%)	23,4	57,9	40,8	10,1	40,0	83,3	63,0	12,0
m (%)	2,0	43,3	15,0	12,4	0,0	4,7	1,1	1,4

Min: Mínimo; Max: Máximo; DP: Desvio Padrão; CTC¹: Capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (T); CTC²: Capacidade de troca catiônica efetiva (t); V (%): Saturação de bases; m (%): Saturação por alumínio. P, K⁺, Zn, Cu, Fe e Mn: Mehlich-1; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺: KCl. Fonte: Do autor, 2022.

A Tabela 4 apresenta os atributos de fertilidade e a textura dos solos que foram selecionados e submetidos ao estudo detalhado de sorção de fósforo. Comparando os solos brasileiros com os do continente africano, verifica-se que os solos do Mali apresentam saturação por bases (V%) superior, sendo os valores situados entre 30 a 70%, enquanto que os valores da saturação por alumínio (m%) dos solos brasileiros são superiores aos observados para os solos do Mali. Em se tratando da textura, apesar de haver no estudo solos do Brasil e do Mali enquadrados na mesma classe textural, observa-se que os teores de silte dos solos do Mali são superiores aos encontrados nos solos do Brasil, sendo os teores de areia menores. Nas frações areia e silte predominam, de maneira geral, minerais resistentes como o quartzo, o qual apresenta reduzida atividade química e diminuta capacidade de reter água (DECHEN & NACHTIGALL, 2007; KÄMPF; CURI; MARQUES, 2019).

Tabela 4 – Atributos de fertilidade e textura dos solos.

Identificação	pH	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	T	V	m	MO	
			----- cmol _c dm ⁻³ -----							----- % -----		
AR-ML	6,0	0,3	2,2	0,6	0,0	1,3	3,0	4,3	70	0	0,7	
AR-BR	5,2	0,1	0,4	0,1	0,8	4,0	0,6	4,6	13	58	1,4	
TM-ML(B)	5,0	0,2	1,5	0,4	0,6	4,8	2,1	6,9	30	22	0,8	
TM-ML(S)	5,9	0,4	6,4	1,9	0,1	2,5	8,8	11,3	78	1	2,6	
TM-BR	5,2	0,2	0,5	0,2	0,6	4,0	0,9	4,9	18	40	1,9	
AG-ML	5,5	0,2	2,8	1,5	0,5	4,6	4,4	9,0	49	10	0,8	
AG-BR	4,9	0,1	0,8	0,2	0,8	6,3	1,1	7,4	15	41	2,6	
	P	P-Rem	S	Zn	Fe	Mn	Cu	B	Argila	Silte	Areia	
				----- mg dm ⁻³ -----							----- % -----	
AR-ML	12,8	44	4,4	1,8	46	39	0,6	0,07	8	13	79	
AR-BR	7,5	27	-	1,8	91	13	0,6	0,30	6	2	92	
TM-ML(B)	1,6	24	4,8	4,2	115	21	5,2	0,07	26	39	35	
TM-ML(S)	7,3	36	4,7	1,3	17	121	1,0	0,05	27	32	41	
TM-BR	2,0	24	-	2,4	86	7,3	0,9	0,30	23	8	69	
AG-ML	0,1	16	9,3	1,6	29	61	2,5	0,06	47	30	23	
AG-BR	2,3	17	-	5,5	176	8,2	1,3	0,30	40	8	52	

Fonte: Do autor, 2022.

Avaliando a CTC a pH 7,0 (T) e o teor de MO dos solos em estudo é possível observar que a contribuição da MO nos solos brasileiros é expressiva, enquanto que nos solos do Mali outros fatores contribuem com a elevada CTC. Em solos sob clima tropical e subtropical, a cada 1% de MO presente, pode contribuir com 1,5 a 4 cmol_c dm⁻³ na T dos solos (NOVAIS & MELO, 2007). Interpretando os teores de P disponível segundo o manual de Recomendação Para o Uso de Corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais - 5º Aproximação (1999), é possível concluir que todos os solos apresentam teores muito baixos de P. Isso reflete diretamente na capacidade

sortiva do solo, pois naqueles com maior teor de P disponível se espera também um maior número de sítios de adsorção ocupados, reduzindo assim a capacidade máxima de sorção do solo. O teor de P disponível nos solos que sofreram intemperismo acentuado é geralmente baixo devido a precipitação por Fe e Al e adsorção pelos óxidos metálicos de Al e Fe (MABAGALA; MNG'ONG'O, 2022).

5.1.2 Adsorção de fósforo após adição de 60 mg L⁻¹ de P

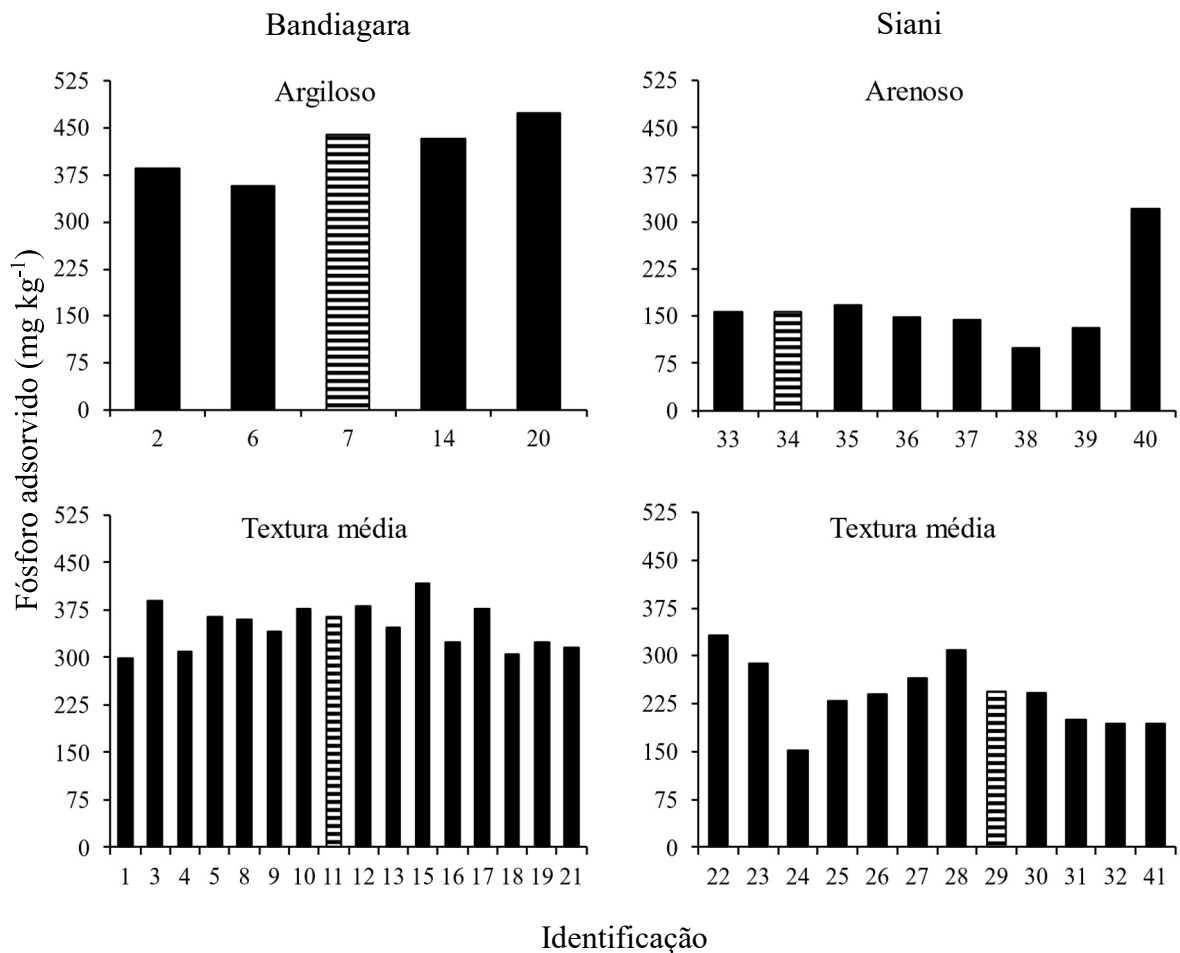
A avaliação do fósforo remanescente (P-rem) objetiva obter um diagnóstico do poder tampão de fosfato do solo, ou seja, a capacidade deste em manter determinada concentração de fósforo (P) em solução (BROGGI et al., 2011). Assim, quanto menor o valor do P-rem, maior é o poder tampão de fosfato e, conseqüentemente, maior será a sorção de P pelo solo. Considerando-se que, na análise do P-rem, sabe-se a concentração do P adicionada e a relação solo-solução, pode-se por meio de cálculos obter a quantidade adsorvida de P dos solos quando recebem 60 mg L⁻¹ de P (como apresentado na equação 1).

De acordo com o exposto, na Figura 2 é possível visualizar os valores de adsorção de P dos solos das aldeias de Bandiagara II e Siani, utilizando-se dos resultados de P-rem. Observa-se como o teor de argila está intimamente ligado ao processo de sorção de fósforo nos solos. As amostras de solo de Siani, classificadas como de textura arenosa, apresentaram adsorção de P substancialmente inferior aos solos argilosos, tipicamente presentes em Bandiagara II, com ressalva para a amostra de número 40. Excetuando essa amostra, as quantidades adsorvidas nos solos arenosos variaram de 100 a 168 mg kg⁻¹, enquanto que nos solos argilosos os valores variaram de 357 a 474 mg kg⁻¹. Já, para os solos de textura média da aldeia de Bandiagara II, foram obtidos valores, para as quantidades adsorvidas, de 298 a 418 mg kg⁻¹, enquanto que em Siani esse parâmetro variou de 193 a 333 mg kg⁻¹.

Para os solos de textura média, observa-se que os valores de adsorção na aldeia de Siani são inferiores aos de Bandiagara II. Isso ocorre pois, apesar de serem classificados dentro da mesma faixa textural, os solos de Bandiagara II apresentam teor de argila superior aos de Siani, visto que a faixa de classificação engloba um amplo intervalo (15 a 35%). Além disso, o teor de areia nos solos da aldeia de Siani são superiores, sendo esta partícula um material inerte no solo, que corrobora para a menor sorção de P nos solos.

Nas amostras selecionadas de Bandiagara II para o estudo completo de adsorção de P a capacidade sortiva foi de 439 mg kg⁻¹ e 364 mg kg⁻¹ para o solo argiloso e de textura média, respectivamente. Na aldeia de Siani o solo arenoso selecionado apresentou adsorção de 157 mg kg⁻¹ e o solo de textura média 245 mg kg⁻¹.

Figura 2 – Adsorção de fósforo nos solos do continente africano a partir do estudo de fósforo remanescente (P-rem).



Legenda: Cada número abaixo dos gráficos equivale a uma amostra composta de solo. As barras rachaduras dos gráficos foram as amostras selecionadas para o estudo completo de sorção e dessorção de P. Estas equivalem a: 7: AG-ML; 11: TM-ML(B); 29: TM-ML(S); 34: AR-ML.

Fonte: Do autor, 2022.

5.1.3 Óxidos totais

Na avaliação dos teores de óxidos obtidos por meio do ataque sulfúrico (Tabela 5), observou-se que os solos do continente africano apresentam teores mais elevados de SiO₂, Al₂O₃ e TiO₂ em relação aos solos do Brasil. Os valores de SiO₂ dos solos brasileiros comprovam o avançado processo de dessilicação que ocorre em condições tropicais e subtropicais (BREEMEN; BUURMAN, 2002). Em relação ao Fe₂O₃, somente AG-ML foi inferior aos solos do Brasil.

Os valores de K_i e K_r subsidiam informações a respeito do grau de intemperização do solo, sendo que quanto maior, menos intemperizado é o solo, devido o maior teor esperado de SiO₂, sendo válido para solos de mesma classe textural (TEIXEIRA; CAMPOS, 2017). Na

Tabela 5 observa-se que os solos de textura média e argilosa do Brasil são mais intemperizados que os de Siani, ao passo que os de textura arenosa não diferem quanto ao grau de intemperização. Além disso, os valores de K_i e K_r apresentam relação direta com o argilomineral predominante nos solos. Valores de K_i e K_r superiores a 0,75 indicam a predominância de caulinita. Nesta classe podem ser enquadrados os solos: AR-BR, TM-ML(B), TM-ML(S), AG-ML e AG-BR. O solo AR-ML é um solo caulínítico-oxidico, pois apresenta valor de $K_i > 0,75$ e $K_r \leq 0,75$. Já, o solo TM-BR apresenta predomínio de gibbsita, pelo fato dos valores de K_i e K_r serem $\leq 0,75$ (SANTOS, 2018).

Tabela 5 – Atributos químicos dos solos obtidos com o ataque sulfúrico.

Identificação	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	P ₂ O ₅	Al ₂ O ₃ /Fe ₂ O ₃	K_i	K_r
	----- g kg ⁻¹ -----							
AR - ML	10,4	18,5	16,8	5,1	0,04	1,7	1,0	0,6
AR - BR	8,2	11,2	2,4	0,6	1,20	7,4	1,2	1,1
TM - ML (B)	124,2	72,8	23,2	5,8	1,10	4,9	2,9	2,4
TM - ML (S)	141,9	90,8	101,2	13,0	1,50	1,4	2,7	1,6
TM - BR	16,6	47,7	16,1	1,8	1,40	4,7	0,6	0,5
AG - ML	231,7	136,1	31,7	8,3	1,20	6,7	2,9	2,5
AG - BR	106,6	119,7	37,7	6,9	1,30	5,0	1,5	1,3

AR: Arenoso; AG: Argiloso; TM: Textura média; BR: Brasil; ML: Mali; (S): Siani; (B): Bandiagara. Fonte: Do autor, 2022.

De acordo com os teores totais de Fe₂O₃, os solos podem ser classificados como hipoférricos, quando apresentam teor menor que 80 g kg⁻¹ de Fe₂O₃, e mesoférricos quando apresentam teor variando de 80 a 180 g kg⁻¹ de Fe₂O₃ (SANTOS et al., 2018). No presente estudo, os solos podem ser classificados como hipoférricos, exceto TM-ML(S) que se enquadra como mesoférrico. Os teores totais de Al₂O₃ foram de 11,2 a 136,1 g kg⁻¹ para os solos AR-BR e AG-ML, respectivamente. De maneira geral, os teores totais de Al₂O₃ foram 2,5 vezes superiores aos de Fe₂O₃ nos solos AG-BR e TM-BR, fato este também observado por Vendrame et al. (2011) que avaliaram Latossolos do Cerrado Brasileiro.

Os óxidos de Ti (TiO₂) apresentam pouco efeito sob a adsorção de cátions e ânions no solo, decorrente principalmente do seu baixo conteúdo, porém em solos com acumulações deste óxido pode ocorrer adsorção de fosfato e arsenato (KÄMPF; CURI; MARQUES, 2019). Já, os óxidos de Al (Al₂O₃) apresentam elevada superfície específica e alto ponto de carga zero (PCZ), com valor entorno de 9,5 a 10, e carga superficial variável (KÄMPF; CURI; MARQUES, 2019). Tal fato lhe confere elevada capacidade de adsorver ânions no solo devido a predominância de cargas positivas em sua superfície. Já a presença dos óxidos de Fe (Fe₂O₃) nos solos influencia diretamente nas propriedades físicas por ser considerado agente cimentante

que promove a estabilidade dos agregados. Do ponto de vista químico, apresenta cargas variáveis dependentes do pH, com valor de PCZ variando de 7 a 9 (VENDRAME et al., 2011), conferindo a este constituinte também alta capacidade de sorção de ânions.

De acordo com o PCZ, portanto, pode-se inferir que os Al_2O_3 apresentam maior capacidade de adsorção de P do que os de Fe_2O_3 , apesar deste ter papel de destaque (PEDROTTI et al., 2003). Ainda há de se considerar que a adsorção de P nesses constituintes dos solos é de alta energia e por meio de complexo de esfera interna ou adsorção específica (ABDALA et al., 2015; LIU et al., 2022).

5.1.4 Ferro e alumínio pedogênicos

Na Tabela 6 é possível observar que os teores médios de Fe e Al extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato (Al_{DCB} e Fe_{DCB}) e Fe e Al amorfos extraídos por oxalato de amônio (Al_{OA} e Fe_{OA}) diferiram estatisticamente pelo teste de Scott-Knott a nível de 5% de probabilidade.

Tabela 6 – Teores de Al e Fe pedogênicos obtidos pela extração com oxalato de amônio (OA) ou ditionito-citrato-bicarbonato (DCB).

Identificação	OA		DCB		$\text{Fe}_{\text{OA}}/\text{Fe}_{\text{DCB}}$	$\text{Al}_{\text{OA}}/\text{Al}_{\text{DCB}}$	$\text{Al}_{\text{OA}}/\text{Fe}_{\text{OA}}$	$\text{Al}_{\text{DCB}}/\text{Fe}_{\text{DCB}}$
	Al	Fe	Al	Fe				
	----- g kg ⁻¹ -----							
AR - ML	0,03 g	0,12 c	0,24 g	3,28 f	0,04	0,12	0,24	0,07
AR - BR	0,17 e	0,11 c	0,57 f	0,89 g	0,12	0,30	1,54	0,64
TM - ML(B)	0,20 d	0,30 a	0,97 e	4,50 e	0,07	0,21	0,68	0,22
TM - ML(S)	0,23 c	0,27 b	2,32 b	27,87 a	0,01	0,10	0,87	0,08
TM - BR	0,09 f	0,14 c	1,30 d	6,66 d	0,02	0,07	0,66	0,20
AG - ML	0,27 b	0,27 b	1,78 c	12,43 c	0,02	0,15	1,01	0,14
AG - BR	0,34 a	0,27 b	3,42 a	17,74 b	0,02	0,10	1,24	0,19

Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste Scott Knott a 5% de probabilidade. AR: Arenoso; AG: Argiloso; TM: Textura média; BR: Brasil; ML: Mali; (S): Siani; (B): Bandiagara. Fonte: Do autor, 2022.

O solo arenoso do Brasil foi aquele que apresentou os menores teores de Fe_{OA} e Fe_{DCB} , enquanto que os menores valores de Al_{OA} e Al_{DCB} foram registrados para o solo arenoso do Mali. As formas livres (Al_{DCB} e Fe_{DCB}) predominaram sobre as formas amorfas ou mal cristalizadas (Al_{OA} e Fe_{OA}). Isso é resultado do intenso processo de intemperismo em ambientes tropicais que promove a cristalização dos óxidos de Fe e Al, resultando em baixas relações entre as formas amorfas e formas bem cristalizadas (ALLEONI et al., 2019; TEIXEIRA et al., 2017). As formas amorfas de Fe e Al são provenientes de minerais em formação, isto é, ainda não atingiram maior grau de cristalinidade em função do tempo insuficiente (KÄMPF; CURI;

MARQUES, 2019). Os óxidos cristalinos são, principalmente, encontrados em solos sob estágio de intemperismo mais avançado (ANTONIADIS et al., 2016). O grau de cristalinidade tem efeito direto na capacidade de adsorção de P pelos colóides do solo. Dessa forma, os óxidos amorfos, devido ao menor grau de cristalinidade, têm papel de destaque na adsorção de P por apresentarem maior superfície específica e conseqüentemente maior quantidade de sítios de adsorção (MOREIRA et al., 2006). Em estudo realizado por Jan et al., (2013) foi verificado que o Fe_{OA} adsorveu 6 vezes mais P do que o Fe_{DCB} , enquanto que o Al_{OA} adsorveu 44 vezes mais P do que o Al_{DCB} . Esses resultados permitem concluir que as partículas do solo mais eficientes na adsorção de P são as de baixa cristalinidade. A maior relação entre Fe_{OA}/Fe_{DCB} e Al_{OA}/Al_{DCB} indicam menor grau de cristalinidade dos óxidos de Fe e Al e, conseqüentemente, maior reatividade e capacidade de sorção de P.

Os teores de Fe_{OA} são baixos se comparado com os valores de Fe_{DCB} , sendo confirmado pela pequena razão Fe_{OA}/Fe_{DCB} onde o valor máximo registrado foi 0,12. Este valor é ainda inferior a razão de 0,17 que foi registrada por Vendrame et al. (2011) em Latossolos do Cerrado Brasileiro. Isso evidencia o predomínio de formas cristalinas de óxidos de Fe, típicas de solos sob avançado estágio de intemperização (KÄMPF; SCHEINOST; SCHULZE, 2000).

Pelo DCB, o Fe é extraído pela dissolução seletiva dos óxidos de Fe pedogênicos, os quais incluem os óxidos cristalinos, óxidos de baixa cristalinidade e os não cristalinos. A exemplo deste, temos a hematita, goethita, maghemita, lepidrocrocita e ferrihidrita (INDA JÚNIOR & KAMPF, 2009). Em relação aos óxidos de Al, os mais comumente encontrados em ambientes pedogênicos são a gibbsita e boehmita (KÄMPF; CURI; MARQUES, 2019). Assim, os resultados das formas de Fe e Al extraídos por DCB são superiores aos extraídos por OA (Tabela 6). Por meio da extração de óxidos de Fe pedogênicos é possível estimar elementos que substituem o Fe na estrutura cristalina, sendo principalmente o Al (VENDRAME et al., 2011). Entretanto, essa interpretação é limitada pela dissolução parcial de aluminossilicatos e óxidos de baixa cristalinidade durante a extração com DCB (INDA JÚNIOR & KAMPF, 2009).

5.2 Adsorção e dessorção de fósforo

Os parâmetros obtidos nas isotermas de Langmuir e Freundlich para a adsorção de P encontram-se na Tabela 7. Os ajustes dos dados de adsorção de P às equações linearizadas dos modelos de Langmuir e Freundlich encontram-se nas Figuras 3 e 4, respectivamente. Os altos valores de coeficiente de determinação (R^2) encontrados para a forma linearizada dos modelos de Langmuir e Freundlich apontam que os dados de adsorção do presente estudo se ajustaram

bem aos modelos, corroborando com outros trabalhos (ALOVISI et al., 2020; AMARH et al., 2021; CORRÊA et al., 2011).

Tabela 7 – Parâmetros das isotermas de Langmuir e Freundlich para a adsorção de P nos solos.

Identificação	Equação linearizada de Langmuir	R ²	CMAP (mg kg ⁻¹)	EAP (L mg ⁻¹)
AR - ML	$\hat{Y} = 0,0211x + 0,0185$	1,00**	47,4	1,1
AR - BR	$\hat{Y} = 0,0065x + 0,0164$	0,93**	153,8	0,4
TM - ML(B)	$\hat{Y} = 0,0040x + 0,0005$	1,00**	250,0	8,0
TM - ML(S)	$\hat{Y} = 0,0063x + 0,0044$	0,99**	158,7	1,4
TM - BR	$\hat{Y} = 0,0056x + 0,0020$	0,99**	178,6	2,8
AG - ML	$\hat{Y} = 0,0024x + 0,0010$	1,00**	416,7	2,4
AG - BR	$\hat{Y} = 0,0023x + 0,0028$	0,99**	434,8	0,8
Identificação	Equação linearizada de Freundlich	R ²	K _F	n
AR - ML	$\hat{Y} = 0,1617x + 1,4756$	0,74*	29,9	6,2
AR - BR	$\hat{Y} = 0,4417x + 1,6148$	0,83*	41,2	2,3
TM - ML(B)	$\hat{Y} = 0,1488x + 2,2425$	0,72*	174,8	6,7
TM - ML(S)	$\hat{Y} = 0,2358x + 1,9219$	0,75*	83,5	4,2
TM - BR	$\hat{Y} = 0,0865x + 2,1445$	0,74*	139,5	11,6
AG - ML	$\hat{Y} = 0,1998x + 2,4065$	0,93**	255,0	5,0
AG - BR	$\hat{Y} = 0,2888x + 2,2825$	0,95*	191,6	3,5

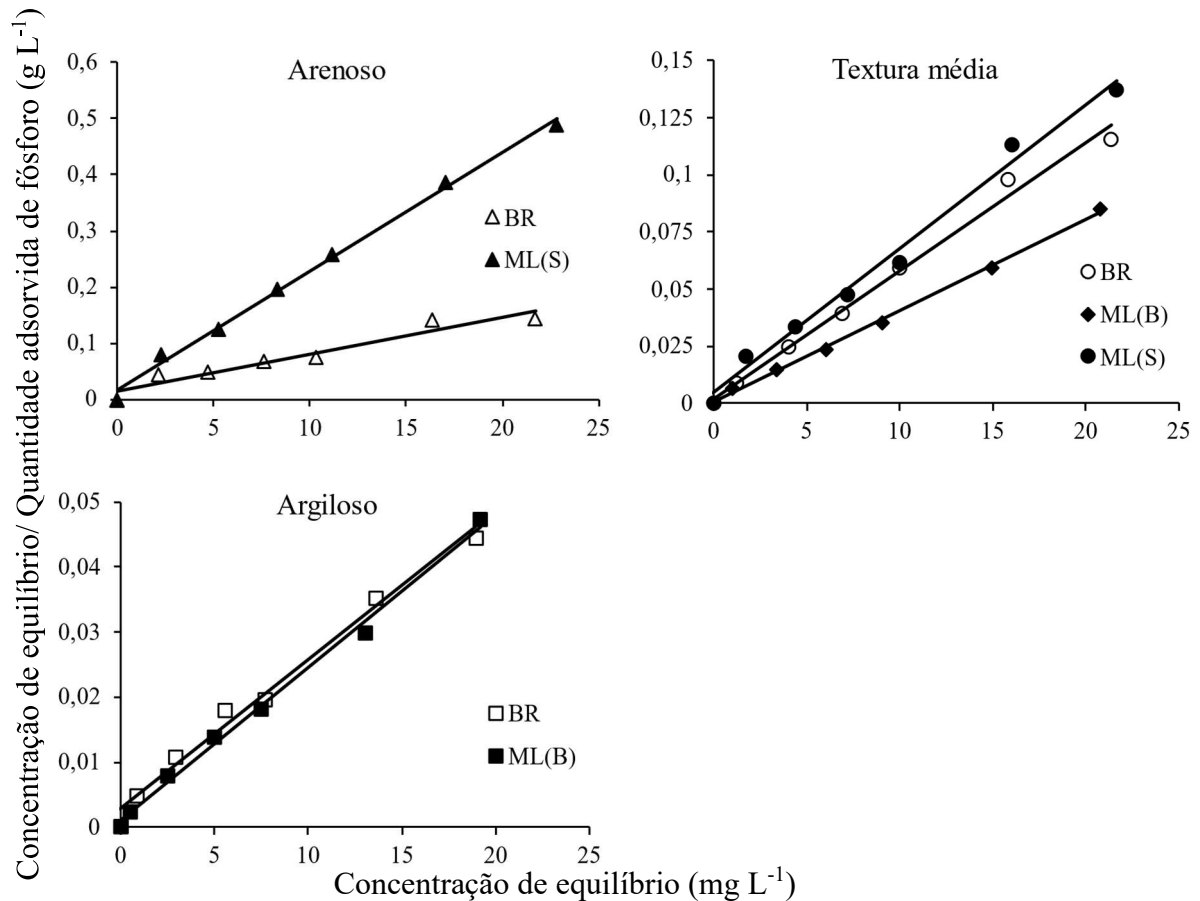
*, ** significativos a 5% e 1%, respectivamente. CMAP: capacidade máxima de adsorção de fósforo; EAP: energia de adsorção de fósforo; K_F e n: constantes resultantes do modelo de Freundlich. AR: Arenoso; AG: Argiloso; TM: Textura média; BR: Brasil; ML: Mali; (S): Siani; (B): Bandiagara. Fonte: Do autor, 2022.

Entretanto, vale salientar que os valores de R² obtidos para o modelo de Langmuir foram superiores aos do modelo de Freundlich. Em concordância, o trabalho realizado por Amarh et al. (2021), onde os autores avaliaram a adsorção de P em solos da África Subsaariana, concluiu que os dados se ajustaram melhor ao modelo de Langmuir. Em estudo realizado para avaliar a CMAP dos solos da Amazônia, Guedes et al. (2016) também verificaram que o modelo de Langmuir foi mais eficiente em prever a adsorção nestes solos.

Os valores de CMAP variaram de 47,4 a 434,8 mg kg⁻¹ e seguiram a ordem decrescente: AG-BR > AG-ML > TM-ML(B) > TM-BR > TM-ML(S) > AR-BR > AR-ML(S). De forma geral, os maiores valores de CMAP foram observados nos solos mais ácidos, com maiores valores de acidez trocável, acidez potencial e teor de argila (Tabela 4). Corrêa et al. (2011), avaliando a CMAP em dez solos do estado de Pernambuco, verificaram que esses mesmos atributos proporcionaram aumento na sorção dos solos. Segundo a classificação de Juo & Fox (1977), o solo AR-ML(S) é considerado de baixa adsorção (10 a 100 mg kg⁻¹) o que indica mineralogia com argilas do tipo 2:1 e quartzo. Já, os demais solos são considerados de média

adsorção de P (100 a 500 mg kg⁻¹) com mineralogia predominante de argila ocupada por óxidos de Fe e Al e argilas do tipo 1:1.

Figura 3 – Linearizações da equação de Langmuir plotadas de acordo com os resultados de adsorção de fósforo para o solo das áreas estudadas.

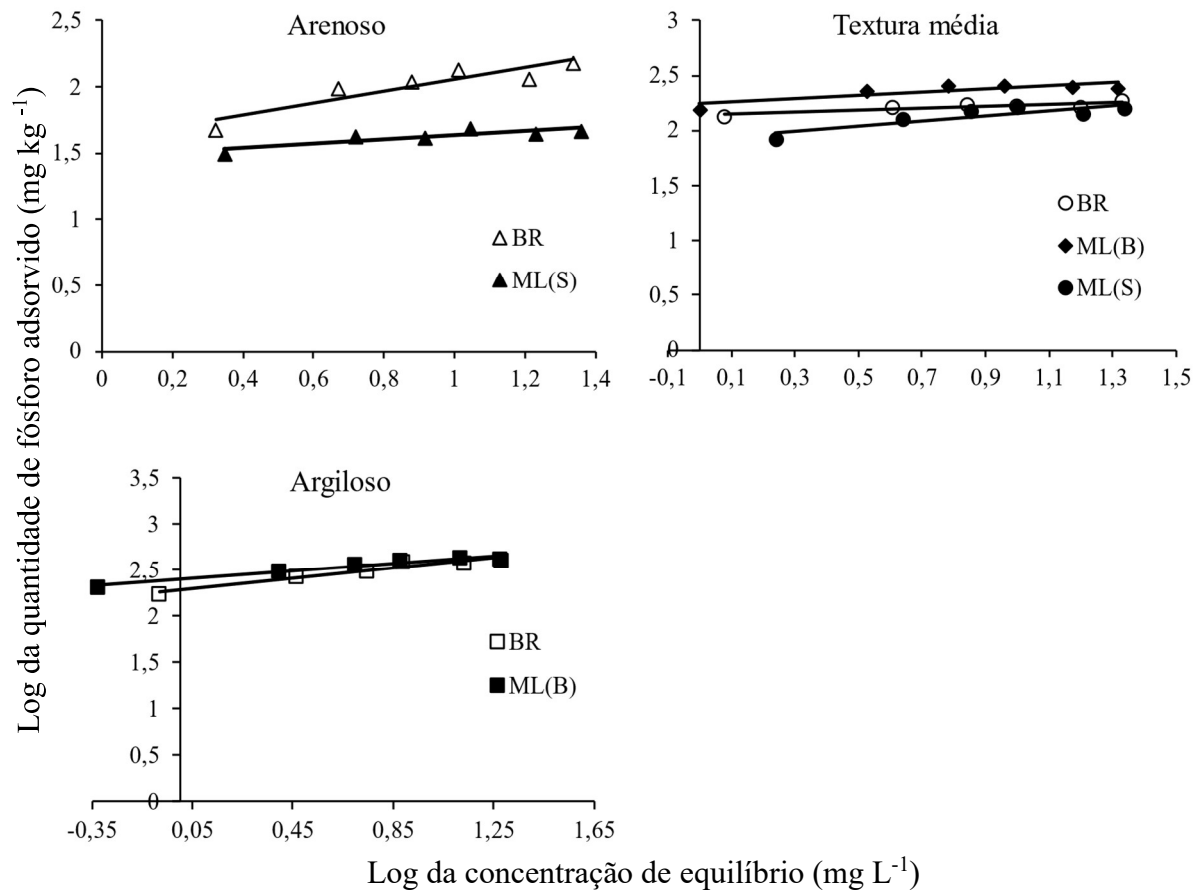


Fonte: Do autor, 2022.

O solo AG-BR é aquele que apresenta o menor valor de pH (Tabela 2), o que pode ter contribuído para a maior CMAP, haja vista que o pH interfere no balanço de cargas elétricas. Assim, sendo este inferior ao valor do PCZ, predomina carga líquida positiva a qual contribui com maior poder de adsorção de ânions pelo solo, a exemplo o fosfato, sulfato e molibdato. O aumento de pH em solos tropicais resulta em menor adsorção de P, sendo tal fato atribuído à geração de carga líquida negativa, o que aumenta a repulsão entre o fosfato e a superfície adsorvente (CASAGRANDE et al., 2003). Na avaliação da influência do pH do solo na adsorção e dessorção de P de um argissolo brasileiro, Sato & Comerford (2005) verificaram que o aumento de pH de 4,7 para 5,9 e 7,0 reduziu a adsorção de P em 21 % e 34 %, respectivamente. Os autores justificam que isso ocorreu devido à repulsão eletrostática em decorrência do aumento de cargas negativas na superfície das partículas e a competição das

hidroxilas (OH⁻) com sítios de adsorção de P. O aumento do pH promove redução da carga superficial positiva, bem como diminuição das espécies iônicas livres de Al e Fe (ANTONIADIS et al., 2016).

Figura 4 – Linearizações da equação de Freundlich plotadas de acordo com os resultados de adsorção de fósforo para o solo das áreas estudadas.



Fonte: Do autor, 2022.

A textura do solo, por influenciar a área superficial específica deste, atua sobre o processo de adsorção. Em função do seu menor tamanho, a fração argila (granulometria <0,002 mm), quando comparada à outras frações do solo, é a que contribui com maior valor da superfície específica do solo (NOVAIS & MELO, 2007). Estudando o processo de adsorção de P em solos do estado de Pernambuco, Corrêa, Nascimento & Rocha (2011) verificaram que os solos argilosos apresentaram os maiores valores de CMAP. Porém, nem sempre o solo com maior teor de argila apresentará maior CMAP (MOREIRA et al., 2006). É importante considerar que solos com teor de argila distintos apresentaram CMAP semelhantes, como é o caso dos solos AR-BR, TM-BR e TM-ML(S), que apresentaram adsorção variando de 153,8 a 178,6 mg kg⁻¹. Assim, o teor de argila dos solos não pode ser o único determinante da dose de P a ser aplicada, podendo resultar em equívocos. Pinto et al. (2013), avaliando a capacidade de

sorção dos solos do Cerrado Brasileiro, verificaram que solos com teores de argila semelhantes apresentaram CMAP distintas, com variação de cerca de 286 %. Essa variação pode ser explicada pela mineralogia predominante no solo, bem como a presença de óxidos amorfos, sendo mais importante a qualidade das partículas em detrimento a sua quantidade nos solos (PINTO et al., 2013).

A energia de adsorção de fósforo (EAP) dos solos em estudo variaram de 0,4 a 8,0 L mg⁻¹ (Tabela 7). A maior EAP foi registrada para o solo TM-ML(B) e a menor para AR-BR. O valor de EAP é uma constante que permite avaliar o quão fortemente o P adicionado é sorvido ou dessorvido dos sítios de adsorção (AMARH et al., 2021). Assim, valores mais altos de EAP indicam maior energia de adsorção (WANG & LIANG, 2014). Em trabalho realizado por Ranno et al., (2007) avaliando a capacidade de sorção de dezesseis solos do Rio Grande Sul, foi verificado alta variação na EAP entre os diferentes solos, assim como ocorreu no presente estudo. Tais variações, segundo os autores, estão relacionadas com as características texturais e mineralógicas dos solos.

Os maiores e menores valores da constante K_F do modelo de Freundlich foram de 255,0 e de 29,9 para os solos AG-ML(B) e AR-ML(S), respectivamente. Portanto, o solo AG-ML(B) apresenta maior número de sítios de adsorção de P, corroborando com o alto valor de CMAP, determinado pelo modelo de Langmuir. A constante n refere-se à energia de ligação, que no presente estudo foi 3,5 para o solo AG-BR e 11,6 no solo TM-BR. No modelo de Freundlich, a energia de ligação decresce exponencialmente com o processo de saturação da superfície de sorção (ALLEONI; CAMARGO; CASAGRANDE, 1998).

Foi possível observar que a CMAP se eleva em função do aumento dos teores de Al₂O₃. Quanto aos teores de Fe₂O₃, os maiores valores foram obtidos nos solos argilosos (AG-ML(B) e AG-BR), que também apresentaram os maiores valores de CMAP. Entretanto, há uma exceção, o solo TM-ML(S) apresentou o maior teor de Fe₂O₃ (101,2 g kg⁻¹) que não foi acompanhado pelo valor de CMAP. A capacidade do Fe₂O₃ adsorver P é decorrente principalmente da sua área superficial específica, em detrimento de sua quantidade nos solos (LIN et al., 1983).

Segundo Fox & Sidarle (1978), a adsorção de P nos solos tropicais apresenta a seguinte ordem decrescente: óxidos amorfos de Fe e Al > óxidos de Fe e Al cristalinos > argila 1:1 > argila 2:1 > Al na matéria orgânica > quartzo. Nesse sentido, e avaliando as Tabelas 6 e 7, é possível observar nas classes de textura arenosa e argilosa que quanto maior o teor de óxidos amorfos e cristalinos de Al, maior é o valor da CMAP. A alta CMAP reflete em menor conteúdo de P na solução do solo, elevando a probabilidade de deficiência de P pelas plantas (AMARH

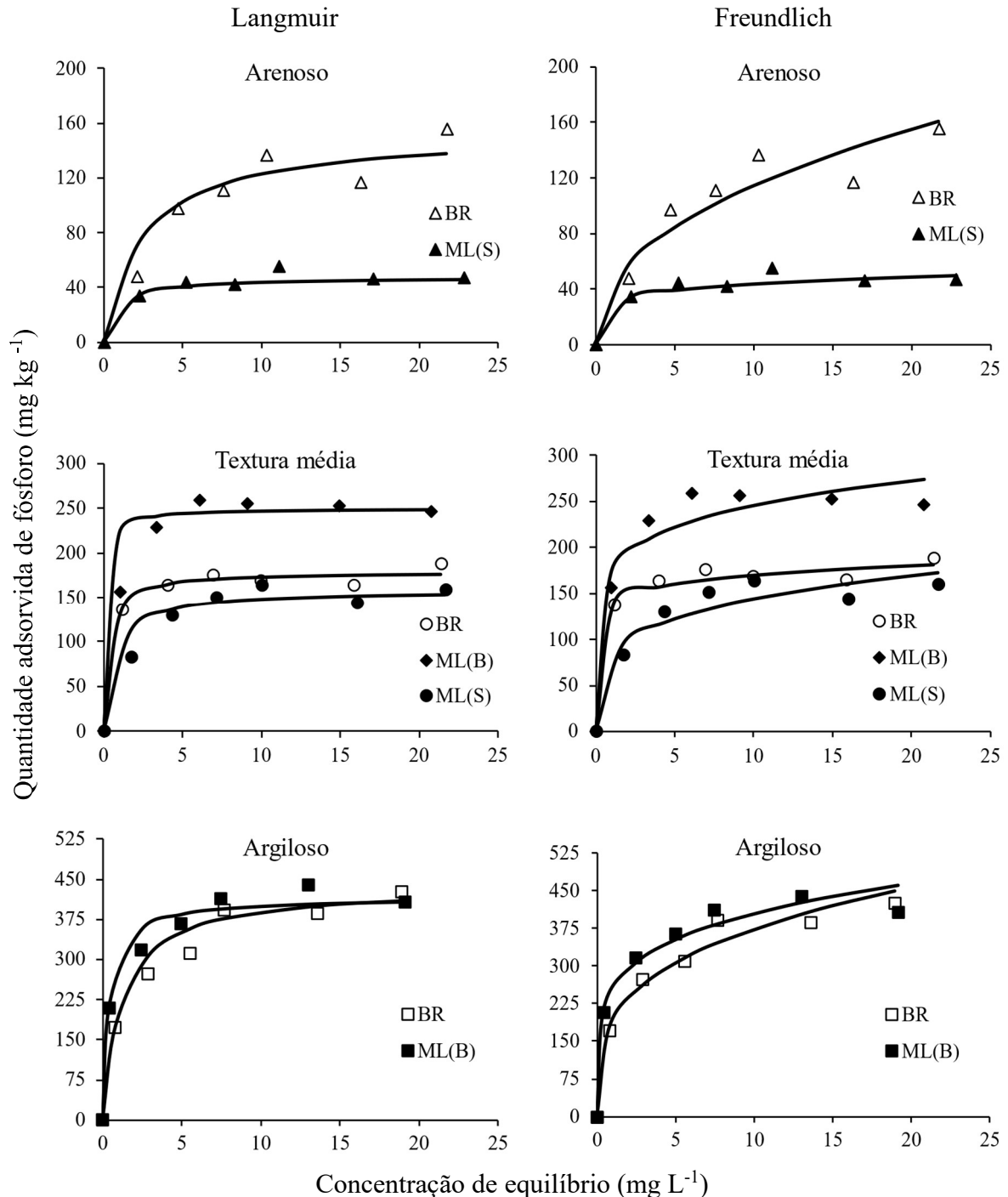
et al., 2021). Avaliando a classe de textura média, não foi possível estabelecer uma relação lógica entre esses óxidos e a CMAP, podendo ser decorrente de outras propriedades dos solos. O solo TM-ML(S) é o que apresenta o maior valor de óxidos cristalinos. Porém, sua CMAP é a menor dentre os solos de tal textura (158,7 mg kg⁻¹). Isso pode ser explicado pelo valor de pH (5,9), pela saturação por bases (78%) e a baixa saturação por Al.

Levando em consideração as relações entre óxidos amorfos (Fe_{OA} e Al_{OA}) e cristalinos (Fe_{DCB} e Al_{DCB}) e a CMAP dos solos estudados (Tabela 6 e 7), verifica-se, nas classes de textura arenosa e média, que os solos que apresentaram as maiores relações têm conseqüentemente a maior CMAP dentro da sua classe textural. Na classe argilosa, tanto as relações entre óxidos amorfos e cristalinos quanto os valores de CMAP, foram constantes.

As isotermas de adsorção apresentaram comportamento decrescente em todos os solos, ou seja, à medida que se aumentou as concentrações de P adicionadas os incrementos em adsorção foram cada vez menores. Esse mesmo comportamento também foi observado por Yang et al. (2014) avaliando a capacidade de sorção de P em solos sob casa de vegetação, onde verificaram que a taxa de sorção diminuiu com o aumento das doses de P. Observa-se que o aumento da concentração adicionada de 0 mg L⁻¹ para 5 mg L⁻¹ promove acentuado incremento na quantidade de P adsorvida e, à medida que doses crescentes foram adicionadas, houve redução na inclinação das curvas, tendendo ao equilíbrio (Figura 5). Essa mesma tendência foi relatada em outros estudos de adsorção de P na China (YANG; CHEN; YANG, 2018;). Assim, dentre os tipos de isotermas existentes (S, L, H e C), todos os solos do presente estudo se caracterizaram como do tipo L. Esse comportamento tipo L também foi observado em outros estudos de adsorção de P (GUEDES et al., 2016; ALOVISI et al., 2020).

Neste tipo de isoterma, a adsorção se inicia de forma rápida com alta afinidade. Porém, com o aumento das concentrações, o processo de sorção entra em equilíbrio pela ocupação dos sítios de adsorção do solo (MEURER, 2012; SPARKS, 2003). Isso acontece, pois, a adsorção de P é um processo cinético com distintos estádios, sendo um estágio inicial de adsorção rápido seguido por um estágio de adsorção lento (WANG & LIANG, 2014). Pode também ser entendido como um processo que se divide em uma etapa química, que predomina em concentrações baixas de P, e uma física, que ocorre em taxa lenta após saturação dos sítios de adsorção (YANG; CHEN; YANG, 2018).

Figura 5 – Relação entre as quantidades de fósforo adsorvido (mg kg^{-1}) para os solos do Mali e Brasil em função de diferentes concentrações de equilíbrio do elemento (mg L^{-1}). Os pontos indicam dados obtidos experimentalmente, e as linhas, fornecidas pelos modelos de Langmuir e Freundlich.



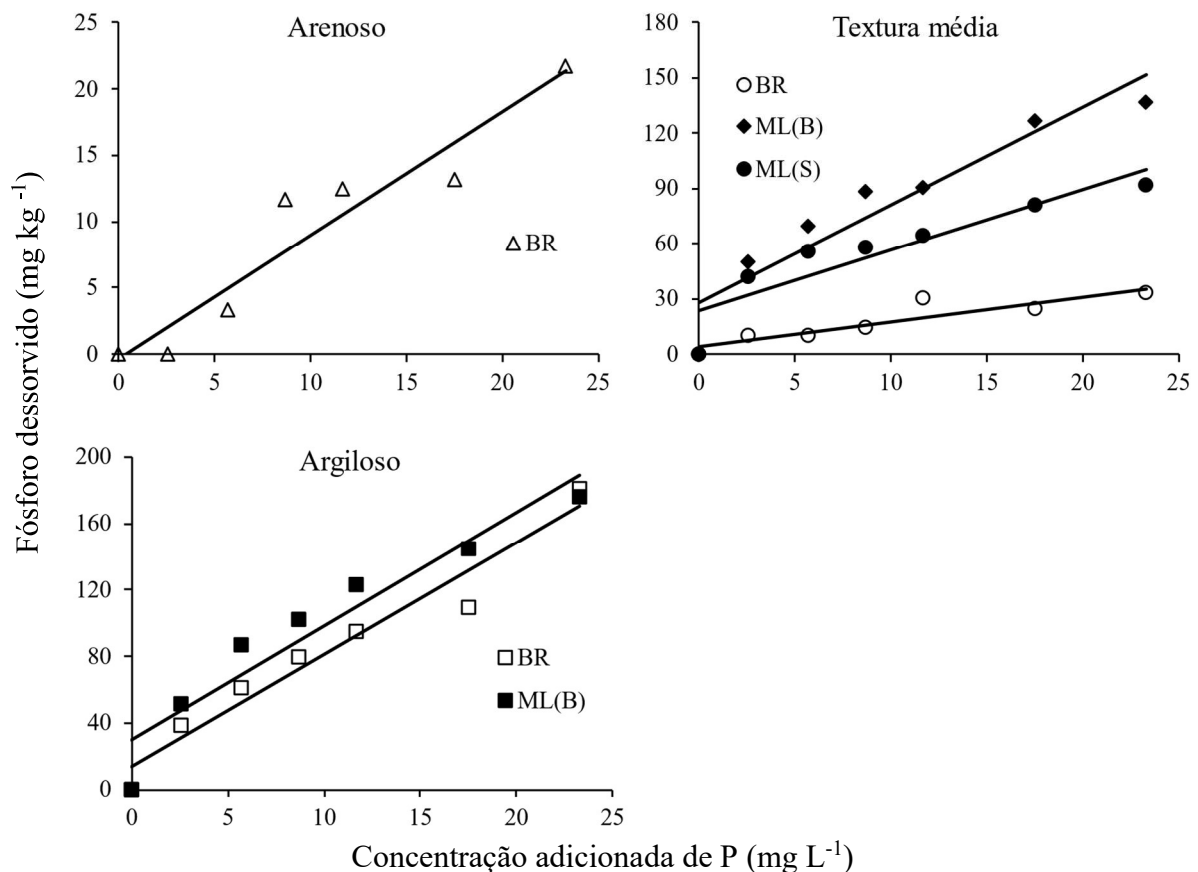
Fonte: Do autor, 2022.

Na Figura 5 é possível avaliar que a quantidade estimada de P adsorvido por meio da isoterma de Freundlich foi maior do que o estimado pelo modelo de Langmuir, principalmente para os maiores valores da concentração de equilíbrio. Em contrapartida, avaliando o modelo de Langmuir, a isoterma tem ponto de máxima nas primeiras concentrações de solução de

equilíbrio, seguido de valores relativamente constantes. Essas observações também foram constatadas no trabalho realizado por Guedes et al., (2016) avaliando a CMAP dos solos da Amazônia. No caso da isoterma de Freundlich, a adsorção de P tem tendência crescente, por meio da ocupação de outros locais pelo P, além da superfície de adsorção (WANG et al., 2012). Em relação ao modelo de Langmuir o equilíbrio tende a ser alcançado quando ocorre saturação dos sítios de adsorção, que são dependentes das propriedades dos solos (SOUSA et al., 2012).

Quanto à dessorção de P, o ajuste de regressão linear indica que a quantidade de P dessorvida (mg kg^{-1}) acompanhou linearmente o aumento da quantidade de P adicionada (mg L^{-1}) (Figura 6). No solo AR-ML(S) não foi possível detectar a sua capacidade de dessorção, haja vista que seus valores ficaram abaixo do limite de detecção do espectrofotômetro UV-Vis. Essa limitação pode ser explicada pela baixa capacidade sortiva do solo mencionado.

Figura 6 – Fósforo dessorvido em relação às concentrações do elemento adicionados para a adsorção.



Fonte: Do autor, 2022.

As equações ajustadas apresentaram coeficientes de determinação (R^2) variando de 0,82 a 0,95, sendo estes significativos ao nível de 1% de probabilidade (Tabela 8). Os altos valores

de R^2 indicam que os modelos são eficientes em prever a capacidade de dessorção em função de uma concentração adicionada.

Em geral, a dessorção de P aumenta linearmente com o aumento da dose deste nutriente adicionada, haja vista que em condições de doses mais elevadas de P ocorre a saturação dos sítios de adsorção, fazendo com que esse fique livre em solução, compondo então o P dessorvido. É importante ressaltar que a quantidade de P dessorvido (mg kg^{-1}) para cada solo, deve ser interpretada levando-se em consideração as quantidades de P adsorvidas (mg kg^{-1}), com o anseio de evitar equívocos na interpretação dos resultados.

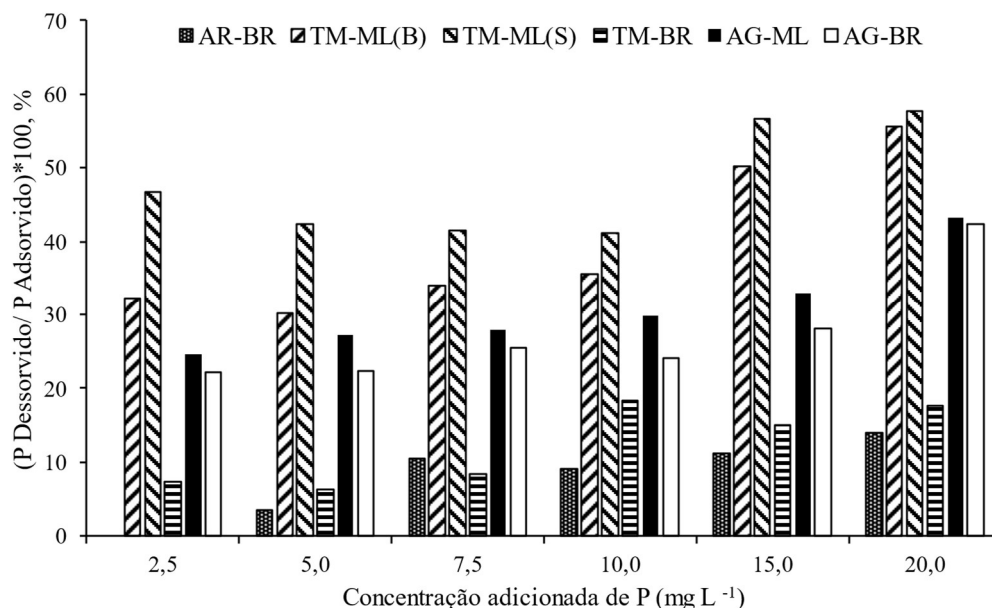
Tabela 8 – Ajuste de regressão linear para a quantidade de fósforo dessorvida (mg kg^{-1}) em relação a quantidade de fósforo adicionada (mg L^{-1}).

Identificação	Regressão linear	R^2
AR - BR	$\hat{Y} = 0,9322x - 0,3552$	0,91**
TM - ML(B)	$\hat{Y} = 5,3122x - 27,6552$	0,89**
TM - ML(S)	$\hat{Y} = 3,2717x + 23,7930$	0,82**
TM - BR	$\hat{Y} = 1,3374x + 4,4018$	0,82**
AG - ML(B)	$\hat{Y} = 6,8136x + 29,9414$	0,92**
AG - BR	$\hat{Y} = 6,7290x + 13,4514$	0,95**

** significativo a 1%. AR: Arenoso; AG: Argiloso; TM: Textura média; BR: Brasil; ML: Mali; (S): Siani; (B): Bandiagara. Fonte: Do autor, 2022.

Na Figura 7 abaixo observa-se que a ordem decrescente de dessorção inicia-se com o solo TM-ML(S) > TM-ML(B) > AG-ML > AG-BR > TM-BR > AR-BR. A dessorção de P do solo TM ML(S) foi de 47 % e 58 %, nas doses 2,5 mg L^{-1} e 20,0 mg L^{-1} , respectivamente.

Figura 7 – Porcentagem de fósforo dessorvido em relação a quantidade de fósforo adsorvido.



Fonte: Do autor, 2022.

De maneira geral, os solos do Mali apresentaram maior capacidade de dessorção, quando em comparação com os solos brasileiros. Isso pode estar diretamente relacionado ao pH dos solos brasileiros que é notadamente mais baixo, bem como a saturação de alumínio mais elevada. Diferente do presente estudo, avaliando a adsorção e dessorção de P em solos sob manejo de fertilizantes por 42 anos, foi observado que os solos que adsorveram mais P durante o processo de adsorção foram aqueles que apresentaram a menor capacidade de dessorção (BHATTACHARYYA et al., 2015).

Os solos TM-BR e AR-BR apresentaram os maiores valores do fator capacidade de fosfato (FCP), sendo de 15,6 e 10,4, respectivamente. Os demais solos apresentaram valores semelhantes, tendo destaque os solos TM – ML(B) e TM-ML(S), que apresentaram os menores valores 4,7 e 3,4, respectivamente (Tabela 9). Esses solos apresentam o menor grau de intemperização, quando se avalia o contexto geral dos valores de Ki e Kr (Tabela 5), isso pode ter influenciado sobremaneira a capacidade de dessorção dos mesmos e consequentemente o valor FCP.

O valor de FCP é determinado pelo equilíbrio entre a variação do P lábil e do P em solução, ou seja, mede a resistência do P lábil em suprir a solução quando o teor de P nesta muda (PINTO et al., 2013). Sabendo que quanto menor os valores do FCP menor é a resistência do solo a mudanças no teor de P na solução do solo, podemos observar que o solo TM-ML(S) apresenta a maior capacidade de dessorção o que corrobora com a Figura 7. Como os solos TM-BR e AR-BR apresentam os maiores de FCP estes apresentam a maior resistência a alteração a liberação de P para a solução, ou seja, menor a capacidade de dessorção. A dessorção de P tem relação direta com o P sorvido (Figura 8), sendo que os valores de R^2 variaram de 0,84 a 0,99 (Tabela 9).

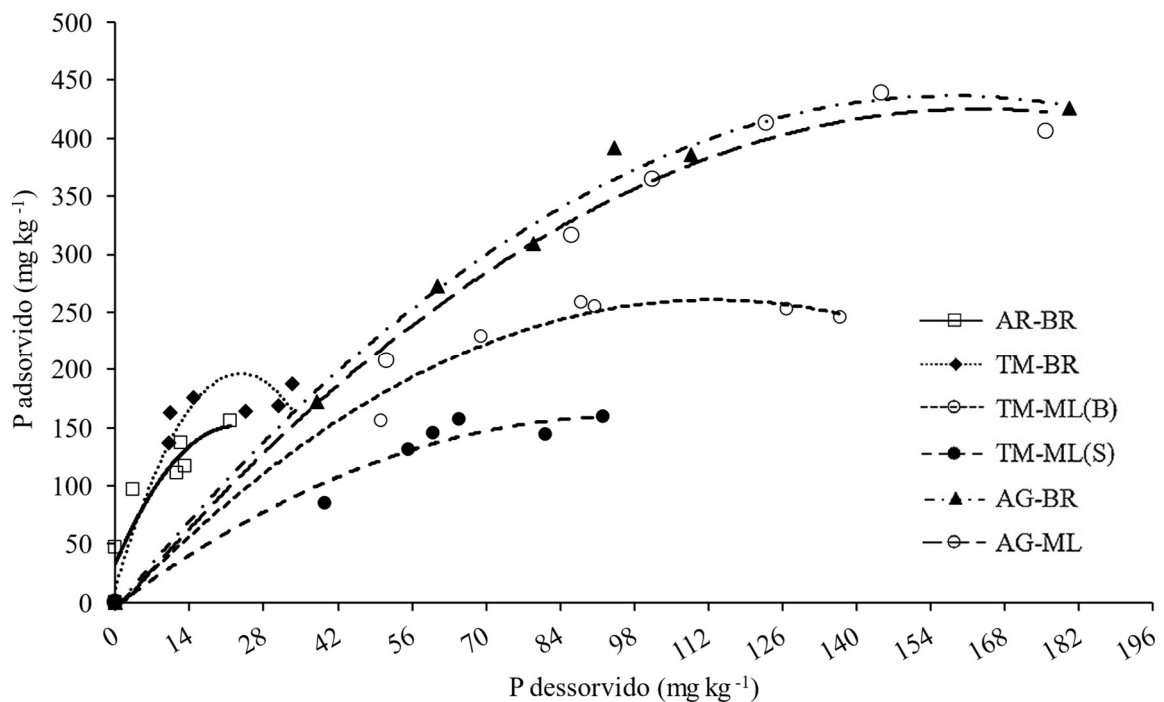
Tabela 9 – Fator capacidade de fósforo (FCP) e Índice Tampão de fosfato dos solos estudados.

Identificação	Equação de regressão	FCP	R^2
AR - BR	$\hat{Y} = -0,2307x^2 + 10,417x + 33,423$	10,4	0,84*
TM - ML(B)	$\hat{Y} = -0,0209x^2 + 4,7176x - 5,3636$	4,7	0,98**
TM - ML(S)	$\hat{Y} = -0,0174x^2 + 3,3683x - 3,2923$	3,4	0,96**
TM - BR	$\hat{Y} = -0,3304x^2 + 15,607x + 12,1$	15,6	0,90*
AG - ML	$\hat{Y} = -0,0163x^2 + 5,3117x - 8,0575$	5,3	0,99**
AG - BR	$\hat{Y} = -0,0177x^2 + 5,5846x - 4,9671$	5,6	0,99**

*, ** significativos a 5 % e 1 %, respectivamente; FCP: Coeficiente linear (β_1) da equação de 2º grau entre P-sorvido e P-dessorvido. AR: Arenoso; AG: Argiloso; TM: Textura média; BR: Brasil; ML: Mali; (S): Siani; (B): Bandiagara. Fonte: Do autor, 2022.

Em estudo realizado por Guilherme et al., (2000) verificou-se, avaliando a capacidade de sorção de 11 solos de várzeas do estado de Minas Gerais, que os maiores valores de CMAP se correlacionaram com os maiores valores de FCP, e conseqüentemente nestes solos ocorreram menor dessorção. Porém, no presente estudo esse comportamento não foi observado, haja vista que os solos com maior CMAP (AG-BR e AG-ML) apresentaram valores de FCP intermediários.

Figura 8 – Linhas de tendência das equações de segundo grau entre o P adsorvido e P dessorvido sob diferentes concentrações de P adicionado nos solos.



5.3 Coeficiente de distribuição de fósforo nos solos estudados

O coeficiente de distribuição (K_d) apresentou comportamento de redução com o aumento da concentração de P adicionada (C_i) para todos os solos em estudo, conforme pode ser observado na Tabela 10. Os valores de K_d variaram de 2,1 a 439,5 kg L⁻¹, sendo que o menor valor observado ocorreu no solo AR-ML e o maior no solo AG-ML. Os maiores valores de K_d foram encontrados para as menores C_i , sendo isso explicado pelo grande número de sítios de adsorção livres para a ocorrência do fenômeno de sorção (LESSA et al., 2016). Nas C_i iniciais, quase todo o P adicionado foi adsorvido e isso faz com que o P presente na C_e seja baixo, resultando em maior valor de K_d .

Na Tabela 10 é possível observar que os menores valores de K_d estão relacionados aos solos arenosos e os maiores valores para os solos argilosos, enquanto que os solos de textura

média estão em posição intermediária. O valor de K_d expressa a afinidade dos elementos com a fase sólida do solo (SATO & COMEFORD, 2005), ou seja, quanto maior o coeficiente mais elevado é a afinidade do solo pelo elemento e conseqüentemente menor a disponibilidade deste para as plantas. Assim, os maiores valores de K_d dos solos argilosos podem ser explicados pelo maior teor de argila destes, o que contribui para um maior número de sítios de adsorção. Além disso, é significativo o teor de Al_2O_3 que é considerado um dos minerais mais eficientes no processo de adsorção de P em solos tropicais. Isso decorre do elevado valor de PCZ desta partícula, fazendo com que o P seja adsorvido de forma constante em uma ampla faixa de pH (MABAGALA; MNG'ONG'O, 2022). Por meio da interpretação do teste de Scott-Knott é possível observar que os solos AG-ML e AG-BR foram semelhantes em todas as C_i . Entretanto, o valor do K_d médio do solo AG-ML foi quase duas vezes superior ao do solo AG-BR. Isso decorre principalmente da alta adsorção de P no solo do Mali nas C_i iniciais.

Tabela 10 – Coeficiente de distribuição (K_d) em litros por quilogramas ($kg L^{-1}$) em função da concentração inicial ($mg L^{-1}$) empregada no estudo de adsorção de fósforo.

Identificação	Concentração inicial ($mg L^{-1}$)						K_d médio do solo*
	2,5	5	7,5	10	15	20	
AR - ML	19,8 fA	8,5 gB	5,1 fB	5,0 eB	2,7 eB	2,1 dB	7,2
AR - BR	22,6 fA	20,7 fA	14,6 eB	13,3 dB	7,2 dC	7,2 cC	14,3
TM - ML(B)	156,5 cA	68,2 cB	42,8 cC	28,2 cD	16,9 cE	11,9 bE	54,1
TM - ML(S)	48,7 eA	30,2 eB	20,1 dC	16,7 dD	8,9 dE	7,4 cE	22,0
TM - BR	114,5 dA	40,7 dB	25,4 dC	16,9 dD	10,4 dE	8,8 cE	36,1
AG - ML	439,5 aA	127,6 aB	73,1 aC	55,1 aC	33,7 aD	21,2 aD	125,0
AG - BR	208,4 bA	93,4 bB	55,9 bC	50,9 bC	28,4 bD	22,5 aD	76,6

Médias seguidas da mesma letra minúscula, nas colunas, e nas linhas não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5%. AR: Arenoso; AG: Argiloso; TM: Textura média; BR: Brasil; ML: Mali; (S): Siani; (B): Bandiagara. Fonte: Do autor, 2022.

5.4 Correlação entre atributos dos solos e a adsorção de fósforo

Os atributos acidez potencial ($H + Al$), H não trocável, argila, Al_2O_3 e Al_{OA} se correlacionaram positivamente com a CMAP do solo, enquanto que os valores de P disponível e P-rem se correlacionaram negativamente com a CMAP (Tabela 11). Em trabalho realizado por Yang et al. (2014) avaliando a capacidade de sorção de P em casa de vegetação foi verificado que o teor de P disponível afetou a CMAP desses solos. De forma distinta ao presente estudo, em trabalho realizado por Moreira et al. (2006) avaliando o processo de adsorção em solos do Estado do Ceará foi obtido correlação positiva entre o teor de P e a CMAP dos solos. Essa correlação existe pois o P adsorvido depende em parte do P disponível na solução do solo. Neste mesmo trabalho, os autores não verificaram correlação entre o teor de argila e a CMAP.

Tabela 11 – Coeficientes de correlação linear simples entre as características químicas e textural dos solos e as constantes das equações de Langmuir e Freundlich.

	H+Al	P	P _{Rem}	Argila	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Al _{OA}	Fe _{OA}	Al _{DCB}	Fe _{DCB}	CMAF	EAP	K _F	n	FCP	K _d médio
H	0,99**	-0,84*	-0,93**	0,69	0,64	-0,10	0,79*	0,57	0,65	0,15	0,90**	0,25	0,78**	-0,13	0,29	0,29
H+Al		-0,82*	-0,93**	0,62	0,57	-0,18	0,75*	0,49	0,59	0,07	0,86*	0,23	0,73	-0,13	0,36	0,66
P			0,92**	-0,78*	-0,69	0,04	-0,60	-0,6	-0,48	-0,14	-0,80*	-0,47	-0,91**	-0,24	-0,44	-0,79*
P-Rem				-0,72	-0,64	0,20	-0,70	-0,46	-0,51	-0,05	-0,89**	-0,21	-0,85*	0,02	-0,45	-0,81*
Argila					0,98**	0,36	0,78*	0,79	0,76*	0,57	0,90**	0,16	0,93**	-0,02	-0,06	0,91**
Al ₂ O ₃						0,49	0,83*	0,85*	0,80*	0,67	0,87*	0,12	0,86*	-0,16	-0,20	0,86*
Fe ₂ O ₃							0,40	0,56	0,57	0,94**	0,07	-0,11	0,04	-0,21	-0,37	0,01
Al _{OA}								0,77	0,83*	0,59	0,87*	-0,01	0,66	-0,54	-0,10	0,68
Fe _{OA}									0,64	0,61	0,67	0,49	0,71	-0,19	-0,36	0,63
Al _{DCB}										0,80*	0,73	-0,20	0,54	-0,24	-0,03	0,50
Fe _{DCB}											0,33	-0,24	0,24	-0,25	-0,26	0,22
CMAF												0,10	0,90**	-0,22	0,05	0,91**
EAP													0,39	0,40	-0,02	0,20
K _F														0,13	0,10	0,95**
n															0,46	-0,06
FCP																-0,02

*, ** significativos a 5% e 1%, respectivamente; H+Al: acidez potencial; H = (H+Al)-Al: H não trocável; P: fósforo disponível; P-rem: fósforo remanescente; Al₂O₃: óxido de alumínio; Fe₂O₃: óxido de ferro; Aloa e Feoa: alumínio e ferro extraído em oxalato de amônio; Al_{DCB} e Fe_{DCB}: alumínio e ferro extraído em ditionito-citrato-bicarbonato; CMAF: capacidade máxima de adsorção de fósforo; EAP: energia de adsorção de fosfato; k e n: constantes do modelo de Freundlich; K_d médio: coeficiente de distribuição médio do solo. Fonte: Do autor, 2022.

Em contrapartida, em solos com argila de baixa atividade, foi observada correlação positiva entre o teor de argila e a CMAP (VALLADARES; PEREIRA; ANJOS, 2003), assim como em solos do Cerrado brasileiro (ALOVISI et al., 2019). Assim como no presente estudo, Valladares, Pereira e Anjos (2003) também obtiveram correlação positiva ($p < 0,05$) da CMAP com o teor de Al_2O_3 dos solos. Guedes et al. (2016) também observaram correlação significativa entre o teor de argila e a CMAP de doze classes de solos da região amazônica. Conforme Novais, Smyth & Nunes (2007) solos argilosos e altamente intemperizados apresentam maior capacidade de sorção, resultado do maior número de sítios ácidos de Lewis. Em solos dos trópicos úmidos, avaliados quanto ao índice de sorção de P, foi relatado por meio de correlações que a CMAP variou principalmente em função do teor de argila, óxidos de Fe e Al e C orgânico (CAMPOS; ANTONANGELO; ALLEONI, 2016). Dentre os óxidos, o Al_{OA} apresentou forte correlação positiva com a CMAP dos solos, assim como foi no presente estudo. O Al_{OA} representa a forma mais reativa do Al_2O_3 na fração argila, por isso o alto poder de adsorção (CAMPOS; ANTONANGELO; ALLEONI, 2016). Wei et al. (2019) avaliando as características de sorção de solos da China, verificaram correlação positiva e significativa entre a CMAP dos solos e o teor de Al_{OX} ($p < 0,01$).

Em trabalho realizado por Nwoke et al. (2003), avaliando as formas lábeis de P e a capacidade de sorção dos solos da África Ocidental, foi verificada correlação significativa entre a CMAP e o teor de Al_{OA} do solo e não observaram correlação desta com o teor de Fe_{OA} e Fe_{DCB} , conforme também ocorreu no presente trabalho. Os autores concluíram que isso é um indicativo que o Al tem contribuição importante na remoção de P da solução do solo. Os teores de Al_{OA} e Fe_{OA} apresentaram correlação positiva ($r = 0,77$, $p < 0,01$), sendo isso também relatado em trabalho realizado por Yan et al. (2013), que avaliaram as características de sorção de P em solos de um arrozal. Esse resultado demonstra a ocorrência de uma interrelação das propriedades do solo com a CMAP.

Em trabalho realizado por Farias et al., (2009) avaliando a capacidade de adsorção de P de 12 solos do Estado da Paraíba, sendo seis destes classificados como mais intemperizados ($K_i \leq 2,46$) e seis menos intemperizados ($K_i > 2,46$), foi observado que houve correlação entre o valor de P-rem e a CMAP, e entre a constante K_F do modelo de Freundlich. Comportamento semelhante também foi obtido na presente pesquisa. H+Al foi outro atributo do solo que apresentou correlação positiva com a CMAP (FARIAS et al., 2009). Em estudo da adsorção de P de dez solos do estado de Pernambuco foi encontrada correlação positiva entre a H+Al e a CMAP, bem como do teor de argila para com a CMAP e o fator K_F (CORRÊA et al., 2011). Guilherme et al., (2000), estudando a adsorção de P em solos de várzeas do estado de Minas

Gerais, também verificaram correlação positiva da CMAP com a $H+Al$ do solo. No presente estudo, não foi observado correlação entre a CMAP e a EAP. Alovisei et al. (2019) observaram forte associações entre a CMAP e EAP estudando solos do Cerrado brasileiro. Contudo, Matos et al., (2017), avaliando os solos de Roraima, quanto a capacidade de sorção, não verificaram correlação entre os atributos citados. A justificativa dos autores foi baseada nas diferenças pedológicas dos solos estudados. De forma semelhante, Pinto et al. (2013) não verificaram correlação entre a CMAP e a EAP, sendo justificado pelas variações nas propriedades químicas, físicas e mineralógicas dos solos estudados.

Os valores de CMAP e K_F apresentaram correlação positiva ($p < 0,01$), isso mostra que ambos os modelos são eficientes na predição da sorção de P pelos solos, o que corrobora com os altos valores de coeficiente de correlação (r) destes (Tabela 7). Correlação positiva entre a CMAP e K_F ($p < 0,01$) também foi observada em outros estudos (CÔRREA; NASCIMENTO; ROCHA, 2011; BOSCHETTI, A.; QUINTERO, G.; BENAVIDEZ, Q., 1998). O valor de K_d médio se correlacionou positivamente ($p < 0,01$) com o valor de CMAP. Este comportamento era esperado haja vista que o valor de K_d avalia a afinidade de P pelo solo, assim, quanto maior o valor de CMAP maior também será o valor de K_d . O K_d médio também apresentou correlação positiva com o teor de argila do solo ($p < 0,01$). Isso ocorre pois em solos argilosos há um maior número de sítios de adsorção de P. Em trabalho realizado por Antoniadis et al., (2016) avaliando a capacidade de sorção de 23 solos típicos do mediterrâneo, também verificou correlação positiva do valor de K_d com o teor de argila dos solos ($p < 0,01$).

Estudos futuros incluindo aspectos mineralógicos do solo e especiação e fracionamento de P são necessários para elucidar a dinâmica de P nas condições dos solos do Mali.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo da interação do fósforo (P) com o solo se faz de extrema importância, uma vez que as fontes de P disponíveis para exploração não são renováveis. Assim, a avaliação e contabilização da capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) é útil para o manejo racional da fertilização fosfatada. O comportamento da sorção de P nos solos brasileiros já foi bem documentado. Entretanto, em outros países, a exemplo do Mali, há uma escassez de estudos o que prejudica o avanço com melhorias no manejo da aplicação deste nutriente, culminando em baixa produtividade dos cultivos, dada a essencialidade do P para as plantas.

O estudo de correlação de Pearson entre as constantes oriundas dos modelos com as propriedades químicas e textural dos solos, permitiu concatenar as informações a cerca do processo de sorção. Por meio dessa análise foi possível perceber que o teor de óxido de alumínio, seja ele total (Al_2O_3) ou na sua forma amorfa (Al_{OA}), foram as partículas que apresentaram maior capacidade de sorção. O teor de argila também foi importante na CMAP, porém a avaliação somente dessa variável para prever a capacidade sorção dos solos pode levar a equívocos. Neste trabalho, os solos arenosos apresentavam teor de argila semelhante, porém o solo brasileiro apresentou CMAP aproximadamente três vezes maior que o solo do Mali.

Trabalhos como este são de suma importância principalmente nas regiões tropicais e onde a aplicação de P acontece de forma equivocada, contribuindo para o aumento da eficiência da adubação e impulsionando a realização de pesquisas posteriores. Por meio da continuidade na realização de pesquisas no Mali, bem como a extensão do conhecimento gerado, será possível contribuir com o desenvolvimento da agricultura e com o aumento da produção dos cultivos.

7 CONCLUSÕES

O modelo de Langmuir é o mais adequado para o ajuste dos dados de adsorção de P dos solos em estudo.

Os solos que apresentaram a maior capacidade sortiva foram os solos argilosos do Brasil e do Mali.

Os solos que apresentaram a maior capacidade de dessorção foram os de textura média de ambas as aldeias do Mali.

Os valores do coeficiente de distribuição (K_d) foram maiores nos solos argilosos e decresceram com o aumento da quantidade de P adicionada para todos os solos.

Os atributos do solo que se correlacionaram positivamente com a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) foram a acidez potencial (H+Al), o H não trocável, o teor de argila, o teor de Al_2O_3 e o teor de Al_{OA} . Contudo, o teor de P disponível e o valor do fósforo remanescente (P-rem) se correlacionaram negativamente com a CMAP.

REFERÊNCIAS

- ABDALA, D. B. et al. Surface loading effects on orthophosphate surface complexation at the goethite/water interface as examined by extended X-ray Absorption Fine Structure (EXAFS) spectroscopy. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 437, p. 297-303, 2015.
- AKOMBI, B. J. et al. Child malnutrition in sub-Saharan Africa: A meta-analysis of demographic and health surveys (2006-2016). **PLOS ONE**, v. 12, p. e0177338, 2017.
- ALLEONI, L. R. F. et al. Química dos solos altamente intemperizados. In: MELO, V. F. M.; ALLEONI, L. R. F. **Química e Mineralogia do Solo: Conceitos Básicos e Aplicações**. Viçosa, MG: SBCS, 2019. cap. 18, p. 1077-1144.
- ALLEONI, L. R. F.; CAMARGO, O. A.; CASAGRANDE, J. C. Isotermas de Llangmuir e de Ffreundlich na descrição da adsorção de boro em solos altamente intemperizados. **Scientia Agrícola**, v. 55, n.3, 1998.
- ALOVISI, A. M. T. et al. Soil factors affecting phosphorus adsorption in soils of the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 22, p.e00298, 2020.
- ALVAREZ V., V.H. et al. Determinação e uso do fósforo remanescente. **B. Inf. SBCS**, v. 25, p. 27-32, 2000.
- AMARH F. et al. Effects of soil depth and characteristics on phosphorus adsorption isotherms of different land utilization types: Phosphorus adsorption isotherms of soil. **Soil and Tillage Research**, v. 213, p. 105139, 2021.
- ANTONIADIS, V. et al. Effect of soils with varying degree of weathering and pH values on phosphorus sorption. **Catena**, v. 139, p. 214-219, 2016.
- BARBER, S. A. **Soil Nutrient bioavailability: A mechanistic approach**. 2 ed. John Wiley & Sons, 1995.
- BENJAMINSEM, T. A.; AUNE, J. B.; SIDIBÉ, D. A critical political ecology of cotton and soil fertility in Mali. **Geoforum**, v. 41, p. 647-656, 2010.
- BERAZNEVA, J. et al. Empirical assessment of subjective and objective soil fertility metrics in east Africa: Implications for researchers and policy makers. **World Development**, v. 105, p. 367-382, 2018.
- BERGER, K.C.; E. TRUOG, 1939 - Boron determination in soils and plants. **Ind. Eng. Chem., Anal. Ed.**, 11:540-545.
- BERTOL, I.; CASSOL, E. A.; BARBOSA, F. T. Erosão do solo. In: BERTOL, I.; DE MARIA, I. C.; SOUZA, L. S. **Manejo e conservação do solo e da água**. Viçosa, MG: SBCS, 2019. cap. 11, p. 423-460.
- BHATTACHARYYA, P. et al. Effects of 42-year long-term fertilizer management on soil phosphorus availability, fractionation, adsorption–desorption isotherm and plant uptake in flooded tropical rice. **The Crop Journal**, v. 3, p. 387-395, 2015.
- BOGLIONE, R. et al. Arsenic adsorption by soil from Misiones province, Argentina. **Environmental Technology & Innovation**, v. 13, p. 30-36, 2019.
- BOSCHETTI A., N. G.; QUINTERO G., C. E.; BENAVIDEZ Q., R. A. Caracterização do fator capacidade de fósforo em solos de Entre Ríos, Argentina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 95-99, 1998.

- BRAGA FILHO, A. F. C. et al. Relação entre adsorção de fósforo e componentes mineralógicos da fração argila de latossolos do planalto central. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 21-226, 1983.
- BRAGA, J.M.; DEFELIPO, B.V. Determinação espectrofotométrica de fósforo em extratos de solo e material vegetal. **Revista Ceres**, v. 21, p.73-85, 1974.
- BREEMEN, N. V.; BUURMAN, P. **Soil formation**. 2 ed. Dordrecht: Kluwer Academic, 2002. 404 p.
- BREMAN, H.; GROOT, J. R. R.; VAN KEULEN, H. Resource limitations in Sahelian agriculture. **Global Environmental Change**, v. 11, p. 59-68, 2001.
- BROGGI, F. et al. Fator capacidade de fósforo em solos de Pernambuco mineralogicamente diferentes e influência do pH na capacidade máxima de adsorção. **Ciência agrotecnologia**, v. 35, p. 77-83, 2011.
- BUCHER, C. A. et al. Fósforo. In: FERNANDES, M. S.; SOUZA, S. R.; SANTOS, L. A. **Nutrição Mineral de Plantas**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2018, p. 401-428.
- BURI, M.; MASUNAGA, T.; WAKATSUKI, T. Sulfur and zinc levels as limiting factors to rice production in West Africa lowlands. **Geoderma**, v.94, p. 23-42, 2000.
- CAMARGO, O. A. et al. **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas, Instituto Agrônomo, p. 77, 2009.
- CAMPOS, M.; ANTONANGELO, J. A.; ALLEONI, L. R. F. Phosphorus sorption index in humid tropical soils. **Soil and Tillage Research**, v. 156, p. 110-118, 2016.
- CAPELLE, R. Microdosage colorimétrique du bore en milieu aqueux, au moyen de reactifs a groupement azoique ou imine derives des acides H et K. **Analytica Chimica Acta**, v.24, p.555-572, 1961.
- CASAGRANDE, J. C. et al. Adsorção de fosfato e sulfato em solos com cargas elétricas variáveis. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 51-59, 2003.
- CESSA, R. M. A. et al. Área superficial específica, porosidade da fração argila e adsorção de fósforo em dois latossolos vermelhos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1153-1162, 2009.
- CHAVES, L. H. G.; CHAVES, I. B.; MENDES, J. S. Adsorção de fósforo em materiais de Latossolo e Argissolo. **Caatinga**, v.20, n.3, p.104-111, 2007.
- COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5º aproximação**. Viçosa, MG: CFSEMG, 1999.
- CORRÊA, R. M. et al. Adsorção de fósforo em dez solos do Estado de Pernambuco e suas relações com parâmetros físicos e químicos. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 33, p. 153-159, 2011.
- COSTA, P. Y. D. et al. Old landscapes, pre-weathered materials, and pedogenesis in tropical Africa: How can the time factor of soil formation be assessed in these regions? **Quaternary International**, v. 376, p. 47-74, 2015.
- CUNHA, G. M. et al. Fósforo orgânico em solos sob florestas montanas, pastagens e eucalipto no norte fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 667-672, 2007.

- DALY, K. et al. Phosphorus sorption, supply potential and availability in soils with contrasting parent material and soil chemical properties. **European Journal of Soil Science**, v. 66, p. 792-801, 2015.
- DARKE, A.K., WALBRIDGE, M.R. Al and Fe Biogeochemistry in a floodplain forest: Implications for P retention. **Biogeochemistry**, v. 51, n. 1-32, 2000.
- DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Elementos requeridos à nutrição de plantas. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. cap. 3, p. 91-132.
- DEFILIPPO, B.V.; RIBEIRO, A.C. **Análise química do solo – Metodologia**. 2.ed. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1997. 26p.
- DEWITTE, O. et al. Harmonisation of the soil map of Africa at the continental scale. **Geoderma**, v. 211-212, p. 138-153, 2013.
- DORAISWAMY, P.C. et al. Modeling soil carbon sequestration in agricultural lands of Mali. **Agricultural Systems**, v. 94, p. 63-74, 2007.
- DUNNE, K. S. et al. Prediction of phosphorus sorption indices and isotherm parameters in agricultural soils using mid-infrared spectroscopy. **Geoderma**, v.358, p. 113981, 2020.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3 ed. Brasília, 2017. 577 p.
- FALCÃO, N. P. S.; SILVA, J. Características de adsorção de fósforo em alguns solos da Amazônia Central. **Acta Amazônica**, v. 34, n. 3, p. 337-342, 2004.
- FARIAS, D. R. et al. Fósforo em solos representativos do estado da Paraíba - Isotermas de adsorção e medidas do fator capacidade de fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 623-632, 2009.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: A computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, p. 1039-1042, 2011.
- FINK, J. R. et al. Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, p. 369-379, 2016.
- FORGES, A. C. R. et al. Hand-feel soil texture and particle-size distribution in central France. Relationships and implications. **Catena**, v. 213, p. 106155, 2022.
- FOX, R. L.; SIDARLE, P. G. E. **Phosphate adsorption by soils of the tropics**. In: DROSDOFF, M., ed. Diversity of soils in the tropics. Madison, American Society of Agronomy, 1978. p.97-119.
- FOX, R.L.; KAMPRATH, E.J. Phosphate sorption isotherms for evaluating the phosphate requirements of soils. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, v. 34, p. 902-907, 1970.
- GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils - A myth revisited. **Geoderma**, v. 262, p. 213-226, 2016.
- GHODSZAD, L. Phosphorus sorption and desorption characteristics of soils as affected by biochar. **Soil and Tillage Research**, v. 216, p. 105251, 2022.
- GILKES, R. J.; PRAKONGKEP, N. How the unique properties of soil kaolin affect the fertility of tropical soils. **Applied Clay Science**, v. 131, p. 100-106, 2016.

- GONG, H. et al. Synergies in sustainable phosphorus use and greenhouse gas emissions mitigation in China: Perspectives from the entire supply chain from fertilizer production to agricultural use. **Science of The Total Environment**, v. 838, p. 155997, 2022.
- GRINBLAT, Y. et al. Simulating land-use degradation in West Africa with the ALADYN model. **Journal of Arid Environments**, v. 112, p. 52-63, 2015.
- GUEDES, R. S. et al. Adsorption and desorption kinetics and phosphorus hysteresis in highly weathered soil by stirred flow chamber experiments. **Soil and Tillage Research**, v. 162, p. 46-54, 2016.
- GUILHERME, L. R. G. et al. Adsorção de fósforo em solos de várzea do estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p. 27-34, 2000.
- HERNÁNDEZ, J.; E. J. MEURER, E. J. Adsorção de fósforo e sua relação com formas de ferro em dez solos do Uruguai. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p.223-230, 1998
- HOUNKPATIN, K. O. L. et al. Assessment of the soil fertility status in Benin (West Africa) – Digital soil mapping using machine learning. *Geoderma Regional*, v. 28, p. e00444, 2022.
- HUET, E. K. et al. Diversity in perception and management of farming risks in southern Mali. **Agricultural Systems**, v. 184, p. 102905, 2020.
- INDA JÚNIOR, A. V.; KAMPF, N. Avaliação de procedimentos de extração dos óxidos de ferro pedogênicos com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n.6, p. 1139-1147, 2003.
- JAN, J. et al. What do results of common sequential fractionation and single-step extractions tell us about P binding with Fe and Al compounds in non-calcareous sediments? **Water Research**, v. 47, p. 547-557, 2013.
- JOHNSON, J. M. et al. Near-infrared, mid-infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for assessing soil fertility in rice fields in sub-Saharan Africa. **Geoderma**, v. 354, p. 113840, 2019.
- JUO, A.S.R. & FOX, R.L. Phosphate sorption capacity of some bench-mark soils in West Africa. **Soil Science**, v. 124, p. 370-376, 1977.
- KÄMPF, N.; CURTI, N.; MARQUES, J. J. Intemperismo e ocorrência de minerais no ambiente do solo. In: MELO, V. F. M.; ALLEONI, L. R. F. **Química e Mineralogia do Solo: Conceitos Básicos e Aplicações**. Viçosa, MG: SBCS, 2019. cap. 5, p. 333-380.
- KÄMPF, N.; SCHEINOST, A. C.; SCHULZE, D. G. Oxide minerals. In: SUMNER, M. E. (Ed.). **Handbook of soil science**. University of Georgia, Athens, GA, USA: CRC Press, 2000. p. 125-168.
- KIDRON, G. J.; KARNIELI, A.; BENESON, I. Degradation of soil fertility following cycles of cotton–cereal cultivation in Mali, West Africa: A first approximation to the problem. **Soil and Tillage Research**, v. 106, p. 254-262, 2010.
- KOLAWOLE, O. D. Soils, science and the politics of knowledge: How African smallholder farmers are framed and situated in the global debates on integrated soil fertility management. **Land Use Policy**, v. 30, p. 470-484, 2013.
- LAMBERT, M. J. et al. Estimating smallholder crops production at village level from Sentinel-2 time series in Mali's cotton belt. **Remote Sensing of Environment**, v. 216, p. 647-657, 2018.

- LESSA, J.H.L. et al. Adsorption-desorption reactions of selenium (VI) in tropical cultivated and uncultivated soils under Cerrado biome. **Chemosphere**, v. 164, p. 271-277, 2016.
- LI, K. et al. Unveiling the role of dissolved organic matter on phosphorus sorption and availability in a 5-year manure amended paddy soil. **Science of The Total Environment**, v. 838, p. 155892, 2022.
- LI, M. et al. Phosphorus accumulation poses less influence than soil physicochemical properties on organic phosphorus adsorption on ferrasol. **Geoderma**, v. 402, p. 115324, 2021.
- LI, Y.; WANG, J.; SHAO, M. Earthworm inoculation and straw return decrease the phosphorus adsorption capacity of soils in the Loess region, China. **Journal of Environmental Management**, v. 312, p. 114921, 2022.
- LIN, C. et al. Multifactor kinetics of phosphate reactions with minerals in acid soil. II Experimental Curve Fitting. **Soil Science**, Madison, v.47, p.1103-1109, 1983.
- LINHARES, L. A. et al. Utilização dos modelos de Langmuir e de Freundlich na adsorção de cobre e zinco em solos Brasileiros. **Acta Agronômica**, v.59, n. 3, 2010.
- LIU, C. et al. Highly efficient P uptake by Fe₃O₄ loaded amorphous Zr-La (carbonate) oxides: Electrostatic attraction, inner-sphere complexation and oxygen vacancies acceleration effect. **Journal of Environmental Sciences**, v. 120, p. 18-29, 2022.
- LIU, G. et al. Long-term vegetable production significantly reduces the selenium adsorption in two typical plastic shed soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 331, p. 107910, 2022.
- LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. A career perspective on soil management in the Cerrado region of Brazil. **Advances in Agronomy**, v. 7, p.1-72, 2016.
- MABAGALA, F.; MNG'ONG'O, M. E. On the tropical soils; The influence of organic matter (OM) on phosphate bioavailability. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 29, p. 3635-3641, 2022.
- MAHMOUD, E. et al. Spectroscopic studies on the phosphorus adsorption in salt-affected soils with or without nano-biochar additions. **Environmental Research**, v.184, p. 109277, 2020.
- MALLICK, S. P. et al. Adsorption of recalcitrant phosphorus compounds using the phosphate-selective binding-protein PstS. **Chemosphere**, v. 304, p. 135311, 2022.
- MARZI, M. et al. Study of arsenic adsorption in calcareous soils: Competitive effect of phosphate, citrate, oxalate, humic acid and fulvic acid. **Journal of Environmental Management**, v. 318, p. 115532, 2022.
- MATOS, C.H.L. et al. Phosphorus adsorption in soils under forest and savanna from northern Amazon, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 38, n° 5, p. 2909-2920, 2017.
- MEHLICH, A., 1984. Mehlich 3 soil test extractant: a modification of Mehlich 2 extractant. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15, 1409–1416.
- MEHRA, O.P. & JACKSON, N.L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. **Clays and Clays Miner**, v. 3, p. 317-327, 1960.
- MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 5 ed. Porto Alegre: Evangraf, 2012. 280 p.

- MIHOUB, A.; BOUHOUN, M. D.; SAKER, M. L. Phosphorus Adsorption Isotherm: A Key Aspect for Effective Use and Environmentally Friendly Management of Phosphorus Fertilizers in Calcareous Soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 47, p. 1920-1929, 2016.
- MOREIRA, F. L. M. et al. Adsorção de fósforo em solos do Estado do Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, v.37, n.1, p.7-12, 2006.
- NGUYEN, K. T. et al. Advances in As contamination and adsorption in soil for effective management. **Journal of Environmental Management**, v. 296, p. 113274, 2021.
- NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. 1. ed. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399 p.
- NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: SBCSC, 2007. cap. 8, p. 471-550.
- NWOKE, O. C. et al. Assessment of labile phosphorus fractions and adsorption characteristics in relation to soil properties of West African savanna soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 100, p. 285-294, 2003.
- OLIVEIRA, J. S. et al. Soil properties governing phosphorus adsorption in soils of Southern Brazil. **Geoderma Regional**, v. 22, p. e00318, 2020.
- OLSEN, S. R.; WATANABE, F. S. A method to determine a phosphorus adsorption maximum of soil as measured by the Langmuir isotherm. **Soil Science Society of American Proceedings**, v.21, p. 144-149, 1957.
- Organização Internacional do Trabalho (OIT). Estudo sobre os déficits de trabalho de decente na cadeia produtiva do algodão no Mali, Brasília, p. 1-64, 2016.
- OWUSU-BENNOAH, E.; ACQUAYE, D. K. Phosphate sorption characteristics of selected major Ghanaian soils. **Soil Science**, v. 148, p.114-123, 1989.
- OYEBANJO, O.; EKOSSE, G. I.; ODIYO, J. Phosphorus Sorption in Soils and Clay Fractions Developed from Different Parent Rocks in Limpopo Province, South Africa. **Sustainability**, v. 14, p. 8528, 2022.
- PANTANO, G. et al. Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Quim. Nova**, v. 39, p. 732-740, 2016.
- PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 911-920, 2008.
- PEDROTTI, A. et al. Relações entre atributos físicos, mineralogia da fração argila e formas de alumínio no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 1-9, 2003.
- PINTO, F. A. et al. P-sorption and desorption in savanna brazilian soils as a support for phosphorus fertilizer management. **Ciência agrotecnologia**, v. 37, p. 521-530, 2013.
- POL, F. V. D.; TRAORE, B. Soil nutrient depletion by agricultural production in Southern Mali. **Fertilizer Research**, v. 36, p. 79-90, 1993.
- RAMISCH, J. J. Inequality, agro-pastoral exchanges, and soil fertility gradients in southern Mali. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 105, p. 353-372, 2005.

- RANNO, S. K. et al. Capacidade de adsorção de fósforo em solos de Várzea do estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 21-28, 2007.
- ROSOLEM, C. A.; TAVARES, C. A. Sintomas de deficiência tardia de fósforo em soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 385-389, 2006.
- SAATH, K. C. O; FACHINELLO, A. L. Crescimento da demanda mundial de alimentos e restrições do fator terra no Brasil. **RESR**, v. 56, p. 195-212, 2018.
- SANTOS, D. R.; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v.38, p.576-586, 2008.
- SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Distrito Federal: Embrapa, 2018. 353 p.
- SATO, S.; COMEFORD, N. B. Influence of soil ph on inorganic phosphorus sorption and desorption in a humid brazilian ultisol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 685-694, 2005.
- SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria Orgânica do Solo. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. cap. 6, p. 275-374.
- SOUSA, A. F. et al. Adsorption of phosphate using mesoporous spheres containing iron and aluminum oxide. **Chemical Engineering Journal**, v. 210, p. 143–149, 2012.
- SOUZA, R. F. et al. Calagem e adubação orgânica: Influência na adsorção de fósforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 975-983, 2006.
- SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. London: Academic Press, 2003. 351 p.
- SUN, T. et al. Adsorption-desorption kinetics and phosphorus loss standard curve in erosive weathered granite soil: Stirred flow chamber experiments. **Journal of Cleaner Production**, v. 347, p. 131202, 2022.
- TABATABAI, M. A; BREMNER, J. M. An alkaline oxidation method for determination of total sulphur in soils. **Soil Science Society American Proceeding**, v. 34, p.62-65, 1970.
- TAMUNGANG, N. E. B. et al. Phosphorus Adsorption Isotherms in Relation to Soil Characteristics of Some Selected Volcanic Affected Soils of Foubot in the West Region of Cameroon. **International Journal of Soil Science**, v. 11, p. 19-28, 2016.
- TEIXEIRA, P. C. et al. Ferro, alumínio, manganês e sílica extraíveis. In: EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3 ed. Brasília, 2017. Cap. 19, p. 289-298.
- TEIXEIRA, P. C.; CAMPOS, D. V. B. Relações moleculares Ki e Kr. In: EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3 ed. Brasília, 2017. Cap. 17, p. 286-287.
- TIECHER, T. L. et al. Phosphorus forms leached in a sandy Typic Hapludalf soil under no-tillage with successive pig slurry applications. **Agricultural Water Management**, v. 242, p. 106406, 2020.
- TOWETT, E. K. et al. Total elemental composition of soils in Sub-Saharan Africa and relationship with soil forming factors. **Geoderma**, v. 5, p. 157-168, 2015.

- TRAORE, B. et al. Effects of climate variability and climate change on crop production in southern Mali. **European Journal of Agronomy**, v. 49, p. 115-125, 2013.
- UMOH, F. O. et al. Application of Langmuir and Freundlich Models in Phosphate Sorption Studies in Soil of Contrasting Parent Materials in South-Eastern Nigeria. **Open Access Library Journal**, v. 1, p. e989, 2014.
- United Nations Population Fund (UNFPA). Disponível em: < <https://www.unfpa.org/data/world-population/ML>>. Acesso em: 19 jun. 2022.
- VALADARES, R. V. et al. Green manures and crop residues as source of nutrients in tropical environment. In: LARRAMENDY, M. L.; SOLONESKI, S. **Organic Fertilizers – From Basic Concepts to Applied Outcomes**. Rijeka: InTech, 2016, p. 51-84.
- VALLADARES, G. S.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C. Adsorção de fósforo em solos de argila de atividade baixa. **Bragantia**, Campinas, v.62, n.1, p.111-118, 2003.
- VAN DER POL, F. **Soil mining: an unseen contributor to farm income in southern Mali**. Bulletin 325, Royal Tropical Institute, Amsterdam, 1992. 48 p.
- VAN RAIJ, B. **Fertilidade do Solo e Manejo de Nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011, p. 420.
- VAN RAIJ, B., BATAGLIA, O.C., 1991. **Análise de laboratório**. In: OLIVEIRA, A.J., GARRIDO, W.E., ARAUJO, J.D., LOURENÇO, S. (Eds.), Métodos de pesquisa em fertilidade do solo. Embrapa-Sea, Brasília, p. 81-101.
- VENDRAME, P. R. S. et al. Formas de ferro e alumínio e suas relações com textura, mineralogia e carbono orgânico em Latossolos do Cerrado. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 32, p. 1657-1666, 2011.
- VETTORI, L. **Métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Escritório de Pedologia e Fertilidade de Solos, 1969. 34 p.
- VIEIRA, M. S. et al. Phosphorus sorption isotherms in soils of the semiarid region of Brazil. **Revista Caatinga**, v. 34, n. 1, p. 166-176, 2021.
- WANG, L.; LIANG, T. Effects of exogenous rare earth elements on phosphorus adsorption and desorption in different types of soils. **Chemosphere**, v. 103, p. 148-155, 2014.
- WANG, X. et al. Phosphorus adsorption characteristics at the sediment–water interface and relationship with sediment properties in Fushi reservoir, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 67, p. 15–22, 2012.
- WATTEL-KOEKKOEK, E.J.W. et al. Amount and composition of clay-associated soil organic matter in a range of kaolinitic and smectitic soils. **Geoderma**, v. 99, p. 27-49, 2001.
- WEI, Z. et al. Phosphorus sorption characteristics and related properties in urban soils in southeast China. **Catena**, v. 175, p. 349-355, 2019.
- WOLDE, Z.; HAILE, W. Phosphorus sorption isotherms and external phosphorus requirements of some soils of southern Ethiopia. **African Crop Science Journal**, v. 23, p. 89-99, 2015.
- World Food Programme (WFP). Disponível em: < <https://www.wfp.org/countries/mali>>. Acesso em: 19 jun. 2022.

YAN, X. et al. Organic amendments affect phosphorus sorption characteristics in a paddy soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 175, p. 47-53, 2013.

YANG, F. et al. Sustainable advances on phosphorus utilization in soil via addition of biochar and humic substances. **Science of The Total Environment**, v. 768, p. 145106, 2021.

YANG, G. R. et al. Effect of Land Use on Soil Phosphorus Sorption-Desorption Under Intensive Agricultural Practices in Plastic-Film Greenhouses. **Pedosphere**, v. 24, p. 367-377, 2014.

YANG, X.; CHEN, X.; YANG, X. Effect of organic matter on phosphorus adsorption and desorption in a black soil from Northeast China. **Soil and Tillage Research**, v. 187, p. 85-91, 2019.

YIN, Y. et al. Adsorption of inorganic and organic phosphorus onto polypyrrole modified red mud: Evidence from batch and column experiments. **Chemosphere**, v. 286, p. 131862, 2022.

ZHANG, S. et al. Soil acidification enhances the mobilization of phosphorus under anoxic conditions in an agricultural soil: Investigating the potential for loss of phosphorus to water and the associated environmental risk. **Science of The Total Environment**, v. 793, p. 148531, 2021.

ZHAO, D. et al. Modified biochar improves the storage capacity and adsorption affinity of organic phosphorus in soil. **Environmental Research**, v. 205, p. 112455, 2022.

ZHU, J.; LI, M.; WHELAN, M. Phosphorus activators contribute to legacy phosphorus availability in agricultural soils: A review. **Science of The Total Environment**, v. 612, p. 522-537, 2018.