UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS - UFAL
***CAMPUS* ARAPIRACA**
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE – PPGAA
MESTRADO EM AGRICULTURA E AMBIENTE

LUANA DO NASCIMENTO SILVA BARBOSA

PLANTAS DE COBERTURA SOB FONTES FOSFATADAS AFETAM A DINÂMICA DO FÓSFORO E A MULTIFUNCIONALIDADE DO SOLO A CURTO PRAZO EM ALAGOAS

ARAPIRACA
2024

Luana do Nascimento Silva Barbosa

Plantas de cobertura sob fontes fosfatadas afetam a dinâmica do fósforo e a multifuncionalidade do solo a curto prazo em Alagoas

Dissertação apresentada como um dos requisitos para o cumprimento parcial das exigências para obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente pela Universidade Federal de Alagoas, *campus* Arapiraca.

Orientador: Prof. Dr. Valdevan Rosendo dos Santos

Arapiraca

2024

Universidade Federal de Alagoas – UFAL
Campus Arapiraca
Biblioteca Setorial *Campus* Arapiraca - BSCA

B238p Barbosa, Luana do Nascimento Silva
Plantas de cobertura sob fontes fosfatadas afetam a dinâmica do fósforo e a multifuncionalidade do solo a curto prazo em Alagoas [recurso eletrônico] / Luana do Nascimento Silva Barbosa. – Arapiraca, 2024.
105 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Valdevan Rosendo dos Santos.
Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente, Universidade Federal de Alagoas, *Campus* Arapiraca, Arapiraca, 2024.
Disponível em: Universidade Digital (UD) – UFAL (*Campus* Arapiraca).
Inclui referências.
Apêndice: p. 97-105.

1. Fracionamento de P (Elemento químico). 2. Uso eficiente de P (Elemento químico). 3. Fosfatase ácida. 4. Exoenzimas. 5. Biologia do solo. 6. Plantas (Diversidade). I. Santos, Valdevan Rosendo dos. II. Título.

CDU 636

Bibliotecário responsável: Nestor Antonio Alves Junior
CRB - 4 / 1557

Luana do Nascimento Silva Barbosa

Plantas de cobertura sob fontes fosfatadas afetam a dinâmica do fósforo e a multifuncionalidade do solo a curto prazo em Alagoas

Dissertação apresentada como um dos requisitos para o cumprimento parcial das exigências para obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente pela Universidade Federal de Alagoas, campus Arapiraca.

Data de aprovação: 09/02/2024

Banca Examinadora

Documento assinado digitalmente
gov.br
VALDEVAN ROSENDO DOS SANTOS
Data: 12/02/2024 11:17:27-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Valdevan Rosendo dos Santos
Universidade Federal de Alagoas – UFAL
Campus Arapiraca
(Orientador)

Documento assinado digitalmente
gov.br
GILSON MOURA FILHO
Data: 12/02/2024 12:33:56-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Gilson Moura Filho
Universidade Federal de Alagoas - UFAL
Campus de Engenharias e Ciências Agrárias - CECA
(Examinador)

Documento assinado digitalmente
gov.br
ALYSSON WAGNER FERNANDES DUARTE
Data: 12/02/2024 16:25:42-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Alysson Wagner Fernandes Duarte
Universidade Federal de Alagoas – UFAL
Campus Arapiraca
(Examinador)

Documento assinado digitalmente
gov.br
RICARDO BARROS SILVA
Data: 12/02/2024 13:07:22-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Dr. Ricardo Barros Silva
Universidade Federal de Alagoas - UFAL
Campus Arapiraca
(Examinador)

A meu avô, Floriano Pedro *(In memorian)*,
por seu exemplo de vida e fé.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida e amor incondicional.

À intercessão de Nossa Senhora Aparecida e Santa Cecília.

À minha mãe biológica Josefa N. Silva pela vida, aos meus irmãos amados Pedro Rômulo, Mª Vitória, João Vitor e Jéssica e aos meus sobrinhos João Benício, Naya e Guilherme, que mesmo distante, sempre torceram pelas minhas conquistas.

À família que Deus me deu aqui na terra, Mª Rosilda e Erivaldo Lima, que foram minhas referências materna e paterna, pelo acolhimento, carinho e torcida nessa caminhada para a realização deste sonho. Gratidão eterna!

Ao meu afilhado João Benício, que foi a luz do meu caminho desde que chegou em minha vida. À minha estrelinha Íris Amália, minhas irmãs e tia do coração Renata Ferreira, Aline Priscila e Rosângela Ferreira, pela irmandade e carinho em todos esses anos.

Ao meu amigo Luciano Alves, que me acolheu em seu lar durante tantos anos, e por diversas vezes foi meu ponto de apoio para superar os mais diversos desafios. Sem meu amigo Luciano, não teria chegado até aqui!

À João H. Luz por toda ajuda, companheirismo e conforto nas horas dolorosas ao longo desse processo. Muito obrigada por tudo!

Às irmãs que ganhei da vida, Thallita Nayanna e Mariana Santos, que foram âncoras em todo esse processo. Sempre presentes e fazendo de sua amizade, um refúgio.

Às minhas amigas amadas Scheilla Alexandre, Fernanda Silva, Emelly Carvalho, Kisia Cavalcante, Quitéria Costa, Ana Creusa, Alyce Melo, Samara Lima, Ana Carolina, Tamires Silva, Maria Araújo, além de Júlio César e João Paulo e demais amigos que fiz ao longo dessa jornada, que se fizeram presente e sempre me direcionaram muito amor.

Aos amigos de graduação, mestrado e aos que fiz em Piracicaba, em especial Raphaella Pierre, Cleidiane Lima, Gabriel Dias, Rosemary Alessandra, Caroline Jardim e Arnaldo Souza.

Aos amigos do meu grupo de pesquisa GPESA, pela parceria e amizade.

Ao meu orientador, Valdevan Rosendo pela orientação, incentivo e confiança. Meu orientador de graduação, José V. Silva e ao técnico Sivaldo Paulino, pelo carinho e amizade.

À ESALQ-USP, em especial, o professor Paulo S. Pavinato e o grupo GEFA-ESALQ pela oportunidade e infraestrutura laboratorial para a realização do meu trabalho.

Ao meu programa de Pós-graduação PPGAA e a agência CAPES pelo financiamento da bolsa de estudos.

A todo o pessoal de apoio da UFAL e ESALQ-USP. As meninas da limpeza, sempre tão simpáticas e amigas. Aos seguranças, por todo cuidado e profissionalismo. Aos técnicos e estagiários que foram tão necessários nesse processo.

A todos que de forma direta ou indireta fizeram parte ou contribuíram para que esse sonho, que a pouco era tão distante, fosse realizado! Meu mais sincero, muito obrigada!!

“[...] pela dor eu descobri o poder da alegria e a certeza de que tenho coisas novas a dizer!”

-Belchior

RESUMO

O fósforo (P) é um nutriente limitante nos solos tropicais e o manejo de adubação fosfatada é essencial para atingir os níveis críticos das culturas agrícolas, mesmo apresentando baixa eficiência do uso de P. A adoção de plantas de cobertura pode aumentar a reciclagem de P, consequentemente alterar a dinâmica de P do solo, e otimizar a eficiência de fertilizantes fosfatados. Esses benefícios podem estar associados a ativação microbiana e a multifuncionalidade do solo. O objetivo foi determinar as alterações na dinâmica de P e na microbiota do solo promovidas pelas plantas de cobertura e fontes de P a curto prazo em Alagoas. O estudo foi conduzido em um solo arenoso durante duas safras de milho sob semeadura direta. Os tratamentos foram duas fontes de P (superfosfato simples (SPS) e fosfato natural reativo (FR)) e um controle sem adição de P (Sem-P), associados a seis espécies de plantas de cobertura de verão e um pousio. O fracionamento químico de P, a extração de P pelas plantas de coberturas e exportação do milho foram determinados nas duas safras. Apenas após a segunda safra foram determinadas as enzimas de aquisição de C, N e P pela microbiota, biomassa microbiana (Cmic), C lábil, C e N total do solo para estimar a multifuncionalidade do solo. Já na primeira safra as plantas de cobertura alteraram a dinâmica de P com aumento de ~38% comparado ao pousio do pool de P lábil onde não houve adição de P, na camada 0-10 cm, especialmente *Crotalaria spectabilis*, guandu, *Crotalaria juncea* e milheto. Entretanto, na segunda safra, elas esgotaram esta fração de P. Onde houve aplicação das fontes P, os pools de P lábil e moderadamente lábeis aumentaram substancialmente, principalmente associados ao milheto na camada de 0-5 cm. Entre as safras, as plantas esgotaram o P não lábil da camada de 10-20 cm e acumularam na camada inicial (0-5 cm). Sob SPS, houve aumento da eficiência do uso de P com lab lab, *C. spectabilis, C. juncea* e guandu comparado ao pousio. Resposta semelhantes ocorreram sob FN, exceto com *C. spectabilis*. As plantas de cobertura modularam as atividades enzimáticas de aquisição de C, N e P. A aquisição de P foi superior sob FR, especialmente com o lab lab. Resultados semelhantes com lab lab foram observados na aquisição de C e N, com maiores respostas na camada inicial (0-5 cm), embora a aquisição de N foi maior no Sem-P, mas não diferiu do pousio. A adição de P favoreceu a biomassa microbiana, independente da camada. No Sem-P, teores semelhantes ocorreram apenas em 0-5 cm, com forte perdas em 5-10 cm. De modo geral, apenas *C. juncea* e milheto não diferiram do pousio. Na multifuncionalidade do solo, o pousio foi negativo independente das fontes P, e as melhores respostas ocorreram com feijão de porco e *C. spectabilis*. Desta forma, as plantas de cobertura modularam as frações de P do solo, devido a ciclagem de nutrientes que promoveram

no sistema (micro-solo-planta) agrícola, melhorando a eficiência da adubação fosfatada, além de ativar a multifuncionalidade do solo.

Palavras-chave: fracionamento de P; uso eficiente de P; fosfatase ácida; exoenzimas; biologia do solo, diversidade de plantas.

ABSTRACT

Phosphorus (P) is a limiting nutrient in tropical soils, and effective phosphorus fertilization management is essential to reach critical levels for agricultural crops, despite its low efficiency in P use. The adoption of cover crops can enhance P recycling, thereby altering soil P dynamics and optimizing phosphate fertilizer efficiency. These benefits may be associated with microbial activation and soil multifunctionality. The overall objective was to determine changes in P dynamics and soil microbiota promoted by cover crops and P sources in the short term in Alagoas. The study was conducted on sandy soil over two corn crops under no-till. The treatments included two P sources (single superphosphate (SSP) and rock phosphate (RP)) and a control without P addition (Nil-P), associated with six summer cover crop species and a fallow. Chemical P fractionation, P extraction by cover crops, and corn P export were determined in both crops. Enzymes for C, N, and P-acquisition by microbiota, microbial biomass, labile C, and total soil C and N were determined only after the second crop to estimate soil multifunctionality. In the first crop, cover crops altered P dynamics, increasing ~38% compared to fallow in the labile P pool where no P was added in the 0-10 cm depth, especially with spectabilis, pigeon pea, sunn hemp, and millet. However, in the second crop, they depleted this P fraction. Where P sources were applied, the labile and moderately labile P pools increased substantially, mainly associated with millet in the 0-5 cm depth. Between crops, cover crops depleted non-labile P from the 10-20 cm and accumulated it in the initial depth (0-5 cm). Under SSP, there was an increase in P use efficiency with lab lab, spectabilis, sunn hemp, and pigeon pea compared to fallow. Similar responses occurred under RP, except with spectabilis. Cover crops modulated enzymatic activities for C, N, and P-acquisition. P-acquisition was superior under RP, especially with lab lab. Similar results with lab lab were observed for C and N-acquisition, with higher responses in the initial depth (0-5 cm), although N-acquisition was higher in Nil-P but did not differ from fallow. P addition favored microbial biomass, regardless of the depth. In No-P, similar levels occurred only in the 0-5 cm, with significant losses in the 5-10 cm. Overall, only sunn hemp and millet did not differ from fallow. Regarding soil multifunctionality, fallow was negative regardless of P sources, and the best responses occurred with jack bean and spectabilis. Thus, cover crops modulated soil P fractions due to nutrient cycling within the agricultural system (micro-soil-plant), improving phosphate fertilization efficiency and activating soil multifunctionality.

Keywords: P fractionation; efficient P-use; enzymatic activity; soil biology, crops diversity.

SUMÁRIO

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA……..…….....….12
1.1 FÓSFORO NO SOLO.....12
1.2 FERTILIZANTES FOSFATADOS.....13
1.3 FRACIONAMENTO DE P NO SOLO.....15
1.4 PLANTAS DE COBERTURA.....17
1.4.1 Caracterização das espécies de plantas de cobertura estudadas 18
1.5 MECANISMOS DE AQUISIÇÃO DE P.....19
1.6 EXOENZIMAS (C, N E P AQUISIÇÃO) 21
1.7 MULTIFUNCIONALIDADE DO SOLO.....22
REFERÊNCIAS 24
2 MUDANÇAS NA DINÂMICA DE P A CURTO PRAZO SOB INFLUÊNCIA DE PLANTAS DE COBERTURA E FONTES FOSFATADAS EM CONDIÇÃO SEMIÁRIDA…….....…29
2.1 INTRODUÇÃO.....32
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....34
2.2.1 Delineamento estatístico.....35
2.2.2 Amostragem e análise de solo e planta.....36
2.2.2.1 Amostragem das plantas.....36
2.2.2.2 Amostragem do solo 37
2.2.3 Fracionamento de P do solo.....37
2.2.4 Uso de P no sistema.....39
2.2.5 Análises estatísticas 40
2.3 RESULTADOS 40
2.3.1 Uso de P no sistema a curto-prazo.....40
2.3.2 Alterações nos reservatórios de P no solo na 1ª e 2ª safra.....42
2.3.2.1 Fração Pi lábil (P mehlich-3).....42
2.3.2.2 Fração moderadamente lábil (Pi-NaOH 0,1, Po-NaOH 0,1 M e Pi-HCl).....43
2.3.2.3 Fração não-lábil (Pi-NaOH 0,5, Po-NaOH 0,5 e Pi ocluso).....47
2.3.2.4 Proporção das frações de P 51
2.4 DISCUSSÃO.....53
2.4.1 Efeito a curto prazo das plantas de cobertura e fontes de P nas frações e nos índices de uso de P do solo.....53

2.4.2 Contribuição das fontes de P e plantas de cobertura para as frações orgânicas de P..,,.56
2.4.3 Efeito a curto prazo no P não disponível e residual do sistema.....58
2.5 CONCLUSÕES.....60
REFERÊNCIAS .....,....61
3 PLANTAS DE COBERTURA E FONTES DE P MODULAM EXOENZIMAS DE AQUISIÇÃO DE C, N E P E A MULTIFUNCIONALIDADE DO SOLO EM CURTO PRAZO…….....…….64
3.1 INTRODUÇÃO.....67
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....68
3.2.1 Local de coleta e amostragem de solo 68
3.2.2 Delineamento estatístico e tratamentos 69
3.2.3 Amostragem de solo e análises.....70
3.2.4 Determinações enzimáticas (Fosfatase ácida, B-glicosidase e Urease).....70
3.2.5 C da biomassa microbiana (Cmic).....71
3.2.6 Atributos químicos do solo.....72
3.2.7 Multifuncionalidade do solo.....72
3.2.8 Análises estatísticas 73
3.3 RESULTADOS 73
3.3.1 Atributos químicos do solo.....73
3.3.2 Enzimas de aquisição de C, N e P do solo.....75
3.3.3 Carbono da biomassa microbiana (Cmic).....78
3.3.4 Índice de multifuncionalidade do solo (MFS) 79
3.4 DISCUSSÃO 81
3.4.1 A influência das plantas de cobertura na fertilidade do solo 81
3.4.2 Plantas de cobertura e fontes de P modulam a atividade microbiana a curto prazo.....83
3.4.3 Alterações na multifuncionalidade do solo.....86
3.5 CONCLUSÕES.....90
REFERÊNCIAS.....91
APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR.....97

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 FÓSFORO NO SOLO

Biologicamente, o fósforo (P) é classificado como um macronutriente primário, responsável pelos processos celulares envolvidos no fornecimento de energia (integrando moléculas de ATP e ADP), e constitui o material genético dos organismos vivos (DNA e RNA) (Oliveira-Filho e Pereira, 2020). Por meio da ação de diferentes fatores (material de origem, clima e organismos) e processos envolvidos na formação do solo, o mineral primário é conduzido a um equilíbrio termodinâmico com formas pedogênicas estáveis, e nessas transformações, o P dos minerais primários é liberado na solução do solo, de onde as plantas podem absorvê-lo (Fink *et al*., 2016).

O P é essencial para o crescimento das plantas, produção e qualidade das culturas, mas apesar de ser abundante em muitos solos, tanto na forma orgânica quanto na inorgânica, pode ser um fator limitante para o crescimento das culturas devido à sua baixa disponibilidade (Hansen *et al*., 2022), devido aos processos físico-químicos no solo (Hallama *et al*., 2019). O P aplicado no solo sofre diversas reações físico-químicas (adsorção-dessorção, precipitação-dissolução) e biológicas (imobilização-mineralização) (Vu *et al*., 2008).

A baixa eficiência do uso do P está associada à alta capacidade de fixação dos solos tropicais e subtropicais que são altamente intemperizados e apresentam alta capacidade de adsorção de P pelo elevado teor de óxidos de ferro (Fe) e Alumínio (Al) na fração argila, promovendo alta adsorção de P e baixa disponibilidade às plantas (Assis *et al*., 2022; Moens *et al*., 2023), se tratando que a transformação de Fe e Al em óxidos, hidróxidos ou oxihidróxidos cria grupos funcionais para adsorção de P (Fink *et al*., 2016). O fósforo ainda pode precipitar, por exemplo, com as formas iônicas de Fe e Al, em solos ácidos, ou por meio de ligações com o Ca^{2+}, em solos alcalinos (Silva e Mendonça, 2007). Além disso, esses solos apresentam elevada acidez e altos níveis de alumínio trocável (Al), que é tóxico para a maioria das culturas (Rabel *et al*., 2018). Solos com maior capacidade de adsorvem P têm problemas com a eficiência do fertilizante P devido à imobilização do P adicionado, enquanto solos com baixa capacidade de absorção de P apresentam o risco associado de perdas de P por lixiviação (Hallama *et al*., 2019).

O fósforo está presente nos solos tanto na forma mineral como orgânica, mas apenas quantidades muito pequenas de P inorgânico (Pi) estão presentes na solução do solo e esta é a forma assumida pelas plantas (Hallama *et al*., 2019; Oliveira-Filho e Pereira, 2020). As formas

inorgânicas de fósforo, especificamente, os ortofosfatos, espécies inorgânicas de P derivadas do ácido ortofosfórico (H_3PO_4), como $H_2PO_4^-$ e HPO_4^{2-}, que é dissolvido na solução do solo ou ligado a partículas do solo e substâncias orgânicas, são as formas preferencialmente absorvidas pelas plantas, mas sua solubilidade pode ser afetada pelas propriedades físicas e químicas do solo (Alamgir e Marschner, 2013; Fink *et al*., 2016). Uma proporção substancial de P inorgânico no solo é adsorvida (fixada) em minerais argilosos, óxidos de Fe/Al, hidróxidos ou matéria orgânica (Alamgir e Marschner, 2013).

O Po do solo deriva principalmente de macromoléculas de origem biológica, incluindo nucleotídeos, fosfolipídeos, coenzimas, fosfoproteínas, açúcares fosfatados, e desempenha um papel essencial na ciclagem de P do solo (Tian *et al.,* 2021), porém não é absorvido diretamente pelas plantas (Lambers, 2022) e são lixiviados com maior facilidade devido às fracas interações com partículas do solo (Gebrim *et al*., 2010). As formas orgânicas de fósforo estão positivamente correlacionadas com o C orgânico e pode representar até 90% do P total nos solos, principalmente na forma de ésteres, caracterizando-se como uma importante fonte para as plantas (Harrison, 1987). Entretanto são menos facilmente absorvidas pelas plantas, mas podem ser convertidas em formas inorgânicas que podem ser acessadas por meio de processos biológicos, como a mineralização, e liberar P inorgânico solúvel (Alamgir e Marschner, 2013), por meio da ação de enzimas, como as fosfatases e fitases. No entanto, o abastecimento de P para as culturas depende da capacidade do solo em reabastecer a solução do solo com as diferentes formas de fosfato existentes no solo (Sarvajayakesavalu *et al*., 2018).

1.2 FERTILIZANTES FOSFATADOS

As reservas de rocha fosfática do Brasil fornecem apenas quantidades limitadas de P devido à baixa solubilidade do P da rocha ígnea e aos altos custos de processamento, isso faz com que mais de 50% dos fertilizantes fosfatados usados na agricultura do País sejam importados (Pavinato *et al*., 2020). O Brasil é o quarto maior consumidor de fertilizantes do mundo, o que está diretamente relacionado à produção agrícola intensiva e à baixa eficiência no uso de fertilizantes pelas culturas, representando assim um dos principais componentes do custo de produção (Farias *et al*., 2021).

A baixa concentração natural de P nos solos e a grande exigência nutricional das culturas agrícolas para obtenção de maiores rendimentos fazem com que o P seja aplicado ao solo através de fertilizantes minerais e orgânicos, representando um aporte significativo do elemento no sistema (Oliveira Filho e Pereira, 2020). Uma grande concentração de P acumula-se nos

solos devido ao excesso de fertilizantes, além disso, pode causar transferências por meio do escoamento superficial e resultar na eutrofização das águas superficiais (Sarvajayakesavalu *et al*., 2018).

De forma geral, os fertilizantes fosfatados são divididos em fosfatos altamente solúveis e os fosfatos pouco ou insolúveis. Os fertilizantes fosfatados solúveis, como o superfosfato simples (SSP), são provenientes de rochas fosfáticas, que quando atacadas com ácido sulfúrico (H_2SO_4), originam esse fertilizante, além disso liberam P facilmente para a solução do solo e quantidades maiores desse P se transformam em formas indisponíveis ao longo do tempo, em comparação com fontes de P de liberação lenta, como os fosfatos naturais (RP) (Soltangheisi *et al*., 2018), no entanto, a dinâmica dos íons fosfato adicionados como fertilizante depende mais de suas reações com os componentes do solo do que da eficiência de absorção das culturas (Fardeau, 1995) devido a suas alterações químicas. Já o fosfato natural reativo, resulta somente da moagem da rocha fosfática, e sua solubilidade depende também do material de origem. Por ser uma fonte de liberação gradual, ele pode (i) atenuar os processos de adsorção e precipitação de P e (ii) por essa lenta liberação, essa fonte pode não atender à exigência de P da cultura no sistema, no entanto, fatores como exsudação radicular, acidez e Ca do solo podem influenciar na liberação de P por essa fonte, podendo também oferecer um efeito residual de P nos solos, tornando o P mais disponível a longo prazo, do que quando é utilizada uma fonte solúvel (Nunes *et al*., 2020; Oliveira *et al*., 2022).

As características químicas do elemento P limita a eficiência de uso dos fertilizantes, isso porque, devido à dinâmica do P no solo, o fertilizante é rapidamente convertido de formas altamente solúveis que estão prontamente disponíveis para as plantas em formas amorfas e cristalinas pouco solúveis, de modo que a maior parte do P aplicado está lentamente disponível e pouco está disponível para uma cultura durante a estação de crescimento (Vu *et al*., 2008). Como as plantas absorvem P da solução do solo, o fertilizante P só pode ser absorvido pelas plantas se estiver dissolvido na solução do solo, entretanto, devido ao elevado poder tampão do solo, o P adicionado não permanece completamente dissolvido, mas deve permanecer em equilíbrio relativamente rápido com a solução do solo, para que as plantas o absorvam (Cabeza; Steingrobe; Claassen, 2019).

Essa dinâmica do P no solo favorece a aplicação de fertilizantes fosfatados em quantidades maiores do que a demanda das plantas, e isso resulta na acumulação de P no solo ao longo dos anos das safras, o P-residual (ou *legacy P*), além de perdas de P através de processo de erosão e lixiviação, causando eutrofização dos corpos de água e pela degradação dos ecossistemas (Hallama *et al*., 2019; Oliveira-Filho e Pereira, 2020). Acessar o P-residual do

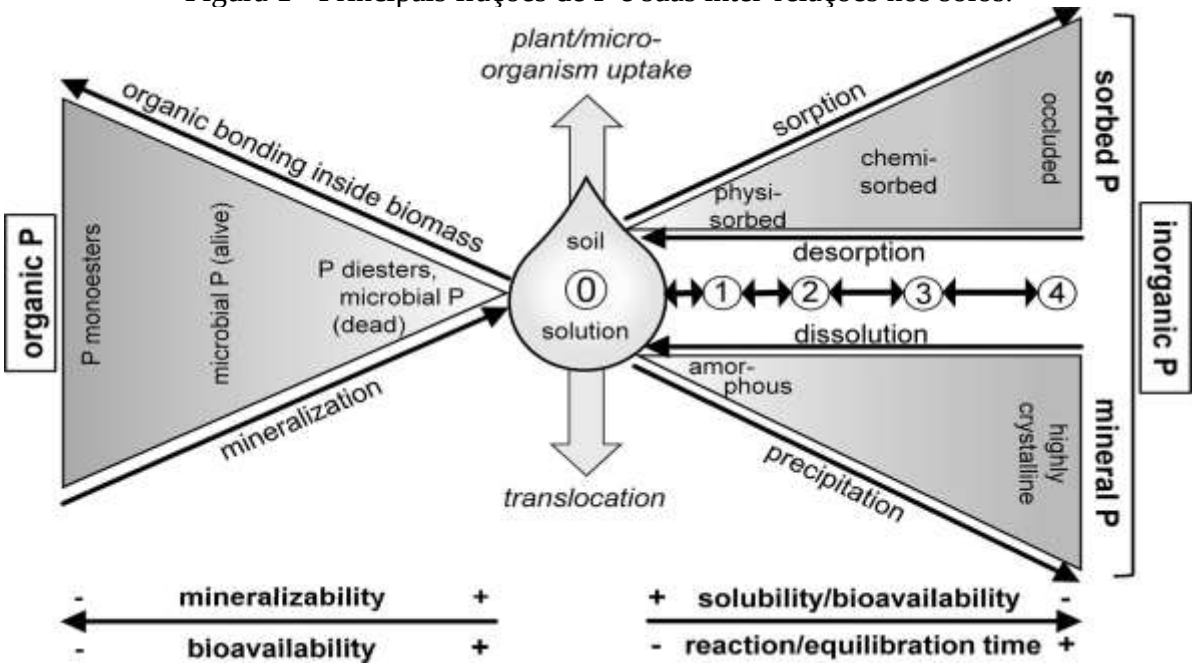
solo vem ganhando cada vez mais atenção de diversos pesquisadores (Doydora *et al*., 2020; Gatiboni *et al*., 2021; Pavinato *et al*., 2020), com a perspectiva de aumentar a eficiência de uso do P e diminuir os danos ambientais associados.

1.3 FRACIONAMENTO DE P NO SOLO

O P total do solo é particionado em diversas formas, variáveis com sua natureza química e com a energia da interação com os colóides do solo. Quanto à natureza do composto, o P pode ser encontrado como P orgânico diéster, P orgânico monoéster, P inorgânico em ligações com Fe, Al, Ca, argilas silicatadas e óxidos, dentre outros. Em relação à energia de ligação, o P pode estar associado a outros íons ou moléculas em ligações monodentadas, bidentadas e bionucleadas (Dalal, 1977; Parfitt, 1978). O P orgânico é controlado por processos biológicos, mediado, por exemplo, pela necessidade nutricional do ecossistema, enquanto P inorg é controlado pela busca pelo equilíbrio químico (Weihrauch e Opp, 2018).

O fósforo está presente nos solos tanto na forma mineral como orgânica, com graus de disponibilidade/labilidades (lábil, moderadamente lábil e não lábil) decorrentes da sua interação com a superfícies minerais, cátions metálicos e compostos orgânicos do solo (Hallama *et al*., 2019). O P da solução do solo representado pela gota central (Figura 1) é o P prontamente disponível para utilização pelas plantas e microrganismos, e é tamponada pelas formas ecologicamente relevantes P org e P inorg ligadas à matriz do solo (P lábil) (Weihrauch e Opp, 2018). O P moderadamente lábil, representa labilidade intermediária, podendo ser acessada por plantas com maior capacidade de absorção ou quando estão sob severa limitação de P, e o P não lábil, que é a fração representada por Pi e Po altamente recalcitrantes não estão disponíveis para a planta (Gatiboni e Condron, 2021). O P pode se ligar a superfície mineral através de troca de ligante (sorção específica), que inicialmente é monodentadas, mas pode evoluir para bidentadas e binucleadas, com aumento da estabilidade da ligação, formando compostos de P, poucos ou não disponíveis para as plantas (Rheinheimer *et al*., 2019). O modelo gráfico adaptado por Weihrauch e Opp (2018) ilustra essas interações com o solo:

Figura 1 - Principais frações de P e suas inter-relações nos solos.

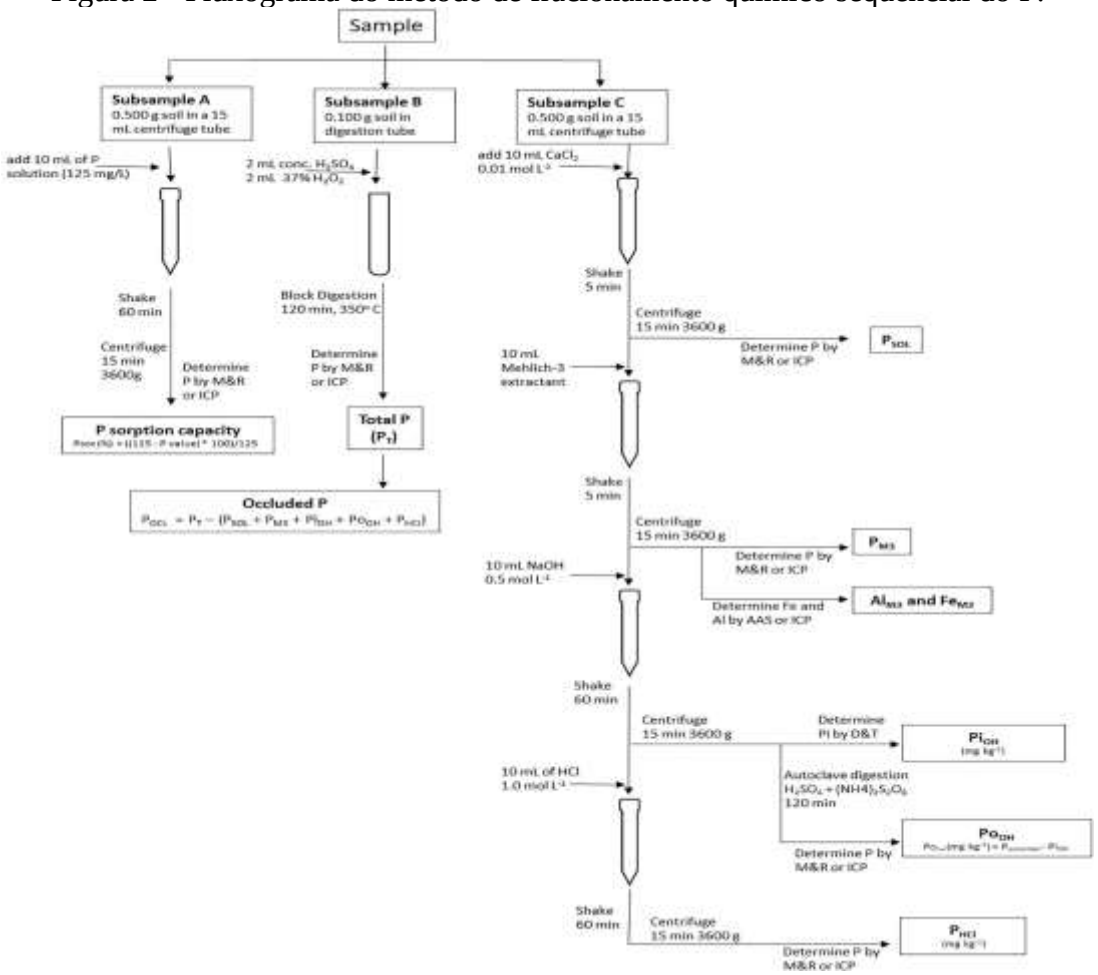


Fonte: Weihrauch e Opp (2018).

As frações de P do solo foram agrupadas e quantificadas com sucesso (embora não identificadas) por extrações químicas sequenciais, por vários métodos químicos que foram desenvolvidos e intensamente utilizados para estudar a ciclagem do P no meio ambiente e sua disponibilidade para as plantas, como os métodos de Chang e Jackson (1957), Bowman e Bowman, (1978), Condron e Newman (2011), além do amplamente utilizado procedimento de fracionamento de P de Hedley (com adaptações), por sua capacidade de determinar concomitantemente as frações de Pi e Po (Hedley *et al*., 1982). Em decorrência das implicações desse método, principalmente pelo grande número de etapas e tempos de extrações mais longos sequencialmente usados na mesma amostra de solo, que Gatiboni e Condron (2021) propuseram um método adaptado que mede alguns pools usando extrações sequenciais rápidas.

As frações são obtidas por extrações sequenciais feitas por (1) o P facilmente solúvel extraído por $CaCl_2$ 0,01 M, (2) o P disponível para plantas por Mehlich 3 (que pode extrair P-Fe e P-Al ligados com baixa energia às cargas do solo e também extrair esses cátions de óxidos de baixa cristalinidade), (3) o P inorgânico e orgânico moderadamente lábil extraído por NaOH 0,5 M (esse extrator é capaz de extrair fósforo inorgânico ligado a oxihidróxidos de Fe e Al), (4) o P em minerais primários extraídos por HCl 1 M, (5) o P ocluso (não lábil) pela diferença entre as frações anteriores e (6) o P total medido em outra subamostra de solo (Gatiboni e Condron, 2021). Também é possível obter um índice de capacidade de adsorção de P (CMAP), o P total do solo, além disso, o método ainda introduz o cálculo de índice de P residual do solo. O método proposto está ilustrado no esquema abaixo:

Figura 2 - Fluxograma do método de fracionamento químico sequencial do P.



Fonte: Gatiboni e Condron (2021).

1.4 PLANTAS DE COBERTURA

O cultivo de plantas de cobertura é a prática de cultivar plantas, geralmente fora da estação, deixando sua biomassa no campo para fornecer vários benefícios ao agroecossistema, incluindo redução da erosão, acúmulo de matéria orgânica no solo (MOS), controle de ervas daninhas e patógenos, e manejo (ciclagem) de nutrientes (Hallama *et al*., 2019). A adoção de plantas de cobertura no sistema de produção de grãos é uma alternativa viável para aumentar a sustentabilidade agrícola da região por promover benefícios na qualidade química (ciclagem de nutrientes, aumento do COT), biológica (manutenção da diversidade e funcionalidade do microbioma) e física (estruturação e retenção de água) do solo (Evans *et al*., 2022; Yu *et al*., 2022).

Espécies de leguminosas e gramíneas que são usadas como plantas de cobertura apresentam respostas diferentes na comunidade microbiana devido às suas características distintas (Rocha *et al*., 2020). As leguminosas promovem melhorias na qualidade

microbiológica do solo, como estoque de carbono na biomassa microbiana, aumento da atividade enzimática do solo e nas populações de bactérias, actinobactérias, fungos e microrganismos celulolíticos (Sousa *et al*., 2020). As espécies de plantas em geral, e, portanto, também quando utilizadas como plantas de cobertura, variam muito na sua produção de biomassa, exploração do solo, exsudação de compostos mobilizadores de P e minerais orgânicos de P, bem como na sua interação com a comunidade microbiana da rizosfera (Hallama *et al*., 2019).

1.4.1 Caracterização das espécies de plantas de cobertura estudadas

A *Crotalaria juncea* pertence à família Fabaceae e é originária da Índia. No Brasil, essa espécie é comumente destinada à adubação verde, pois se destaca no potencial produtivo de biomassa em um curto espaço de tempo, garantindo fornecimento eficiente de nitrogênio ao solo. A espécie apresenta maior teor de N, pode aumentar o N e C total do solo, possui menor relação C/N e maior taxa de mineralização que as gramíneas. Estas características influenciam diretamente a microbiota do solo, aumentando a mineralização dos resíduos vegetais e a disponibilidade de nutrientes no solo (Leite *et al*., 2021; Li *et al*., 2016).

A *Crotalária spectabilis*, dentre as crotalárias, é a mais indicada para consorcio com milho, já que se adapta às condições da entrelinha da cultura, além disso, seu sistema radicular pivotante é importante para a formação de bioporos que permitem maior infiltração de água (Calegari, 2016; Cavalcante *et al*., 2012). *Canavalia ensiformis* (feijão-de-porco) é uma leguminosa da família Fabaceae, que se adapta tanto aos solos argilosos quanto aos arenosos e a solos pobres em fósforo (P), solos ácidos e pobres em nitrogênio (N). Uma das principais finalidades da sua utilização é a produção de massa verde e seca para adubação verde (Rayol e Alvino-Rayol, 2013).

O *Cajanus cajan* (guandu) é uma leguminosa bastante rústica e bem adaptadas às regiões tropicais e subtropicais, possui crescimento inicial lento e sua faixa de temperatura ideal está entre 18 e 30ºC. Também são tolerantes à períodos prolongados de seca pelo seu sistema radicular vigoroso e é suscetível a geadas. O seu sistema radicular produz e libera substâncias benéficas às culturas como milho e algodão, e libera ácidos importantes para disponibilização de P no solo (Pereira, 1985; Sousa *et al*., 2019).

O *Dolichos lablab* (lab lab) promove melhorias nas condições do solo, favorecendo a ciclagem de nutrientes no solo e a produção de biomassa no sistema de cultivo. É uma boa opção para ser utilizada em esquema de rotação com o milho. Pode ser implantada como planta

forrageira, em consórcio com gramíneas forrageiras, capineiras, feno e silagem, e é uma excelente produtora de biomassa e nitrogênio (Schaaffhausen, 1963). Já o *Pennisetum glaucum* (milheto) é uma gramínea anual, de metabolismo C4. Possui um amplo período de semeadura, raízes agressivas, que são capazes de criar canais onde outras raízes poderão se desenvolver e explorar maior volume de solo no perfil, tendo maior disponibilidade de nutrientes e água, além de grande produção de massa seca e potencial para disponibilizar nutrientes (Pereira Filho, 2016).

1.5 MECANISMOS DE AQUISIÇÃO DE P

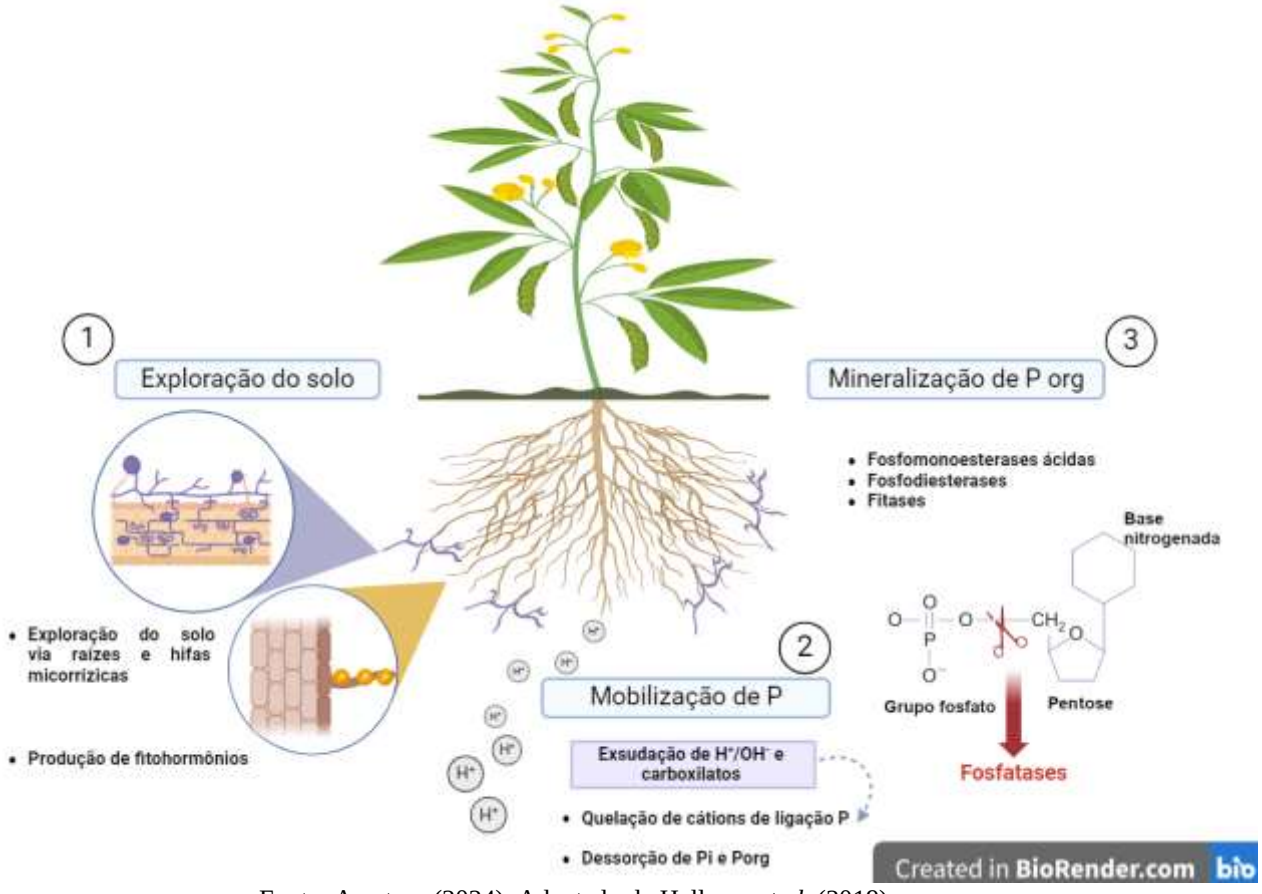
As plantas desenvolveram uma série de características morfológicas, arquitetônicas e fisiológicas, e várias estratégias para adquirir P do solo, incluindo diferentes capacidades de acesso ao P dos reservatórios de P do solo (Vu; Tang; Armstrong, 2008). A lista de espécies de plantas que podem ser utilizadas como culturas de cobertura está se expandindo rapidamente, e a maioria das espécies de plantas poderia ser utilizada para esse fim, entretanto, não são todas as espécies que possuem características agronômicas favoráveis, tais como, crescimento rápido e elevada produção de biomassa, supressão de ervas daninhas, fácil eliminação, dentre outras, que são benéficas aos sistemas produtivos (Hallama *et al*., 2019).

As plantas de cobertura podem ter influência na microbiota do solo responsável por importantes serviços ecossistêmicos, principalmente nos ambientes agrícolas que geralmente já possuem uma baixa diversidade microbiana, elas podem moldar a estrutura e as redes da comunidade microbiana do solo, alterando a abundância de grupos bacterianos específicos relacionados à qualidade e saúde do solo (Leite *et al*., 2021). As plantas de cobertura alteram os processos de ciclagem de nutrientes e aumento de matéria orgânica do solo, que pode influenciar na abundância e diversidade das comunidades microbianas (Kim *et al*., 2020). As raízes fornecem fontes eficazes de C e N para os rizobiomas produzindo exsudados e metabólitos e a palhada além de fornecer proteção ao solo, também fornece diferentes nutrientes que serão fonte energética aos microrganismos na sua decomposição (Sun *et al*., 2021).

As plantas de cobertura aumentam indiretamente a disponibilidade de P no solo, por meio de suas estratégias geneticamente preservadas (Hallama *et al*., 2019), podendo aumentar a colonização de Fungos micorrízicos arbusculares, o que melhora o acesso ao reservatório de P, ou alterar o pH do solo para níveis mais favoráveis as atividades enzimáticas. As principais estratégias utilizadas pelas plantas para interceptar e absorver P são: aumento da relação entre raiz e parte aérea e o aumento das cerdas da arquitetura e morfologia de raízes para garantir

maior exploração do volume do solo (L. Zhang *et al*., 2014), a exsudação radicular para mobilização de formas inorgânicas e orgânicas de P pouco solúveis, como liberação de enzimas (mineralização do Po) ou de compostos orgânicos de baixo peso molecular que, através de reações de troca de ligantes ou ocupação do sítio de adsorção, promovem a mobilização de P, além da associação com outros microrganismos (Chavarría *et al*., 2016; Hallama *et al*., 2019; Zhang *et al*., 2021). As principais estratégias de aquisição de P estão ilustradas na figura abaixo.

Figura 3 - Estratégias das plantas de cobertura para a aquisição de P. 1) exploração do solo via raízes e hifas micorrízicas; 2) mobilização de P inorgânico (Pi) e P orgânico (Porg) moderadamente solúvel por exsudação de H^+/OH^- e carboxilatos; 3) mineralização de P org por fosfatases.



Fonte: A autora (2024). Adaptado de Hallama *et al*. (2019).

Embora apenas o P inorgânico em solução seja absorvido pelas plantas, as raízes também podem mobilizar P inorgânico e orgânico, secretando prótons (H^+) para dissolver Ca-fosfato e carboxilato, que competem com o P pelos locais de ligação e, assim, diminuem a sorção em superfícies minerais), além disso as plantas também podem hidrolisar P orgânico através da liberação de enzimas, como as fosfatases, tanto monoesterases quanto diesterases (Chavarría *et al*., 2016; Richardson *et al*., 2011; Wang e Lambers, 2020).

As raízes das plantas são capazes de excretar uma variedade de ácidos orgânicos, como ácido cítrico, málico, oxálico, entre outros, e os níveis de excreção e concentração desses ácidos estão sujeitos a fatores genéticos da planta e às condições de estresse às quais ela está exposta (Jones, 1998). Esses ácidos orgânicos podem ter um papel direto ou indireto no aumento da solubilidade do fósforo, havendo a formação de complexos solúveis nos quais os ácidos orgânicos envolvem os íons de fósforo transformando-o em uma forma disponível para as plantas (Fox e Comerford, 1990).

1.6 EXOENZIMAS (C, N E P AQUISIÇÃO)

Enzimas extracelulares são produzidas e secretadas para funcionarem externas a células mãe como enzimas livres em uma solução do solo ou como enzimas que ainda estão associadas à superfície externa da parede celular epidérmica ou microbiana da raiz (Gianfreda, 2015). Estas enzimas não estão disponíveis apenas nas células mortas, mas também podem ser absorvidas pelas argilas ou integradas em substâncias húmicas (Adetunji *et al*., 2017).

As enzimas desempenham um papel vital na agricultura e na ciclagem de nutrientes, em particular, uma vez que são constantemente sintetizadas, acumuladas, inativadas e decompostas no solo (Balota e Chaves, 2010). Essas enzimas de aplicação agrícola catalisam e aumentam diversas reações bioquímicas que provocam a decomposição de resíduos orgânicos, transformação da matéria orgânica nativa do solo, mineralização de nutrientes para o crescimento das plantas e agregação do solo (Baležentienė, 2012; Gianfreda, 2015). As enzimas são utilizadas como marcadores biológicos, especialmente como indicadoras da saúde de solo, por sua sensibilidade ao manejo do solo, à decomposição da matéria orgânica e à relativa facilidade de análise (Balota e Chaves, 2010). As exoenzimas mais utilizadas para avaliar os fatores que controlam a decomposição de resíduos e a biologia do solo são aquelas envolvidas na degradação dos principais componentes da serrapilheira (C, N e P) que estão associadas ao ciclo do carbono (β-glicosidase), nitrogênio (urease) e fósforo (fosfatase).

Das enzimas extracelulares dos solos, aquelas envolvidas na degradação da matéria orgânica do solo, a β-glicosidase é uma das principais, estando envolvida na degradação enzimática da celulose, principal componente dos polissacarídeos vegetais. A celulose consiste em cadeias poliméricas de β-1,4, unidades de glicose ligadas e sua degradação enzimática é iniciada pela endo-β-1,4-glucanase, que quebra as cadeias de celulose em unidades menores, e pela celobiohidrolase, que cliva o dímero celobiose (duas unidades de glicose ligadas β-1,4) das 'extremidades' redutoras das moléculas. A β-glicosidase completa o processo de hidrólise

catalisando a clivagem da celobiose para liberar dois moles de glicose por mol de celobiose e, portanto, regula o fornecimento de uma importante fonte de energia para microrganismos incapazes de absorver diretamente a celobiose (Turner *et al*., 2002).

As fosfatases (monoéster hidrolases fosfóricas) são classificadas como fosfatase ácida ou fosfatase alcalina (ALP) pelo seu pH ideal (George *et al*., 2018). As plantas são incapazes de absorver o P orgânico diretamente do solo, e os microrganismos são os responsáveis pela disponibilização de P, por meio da produção de ácidos orgânicos e enzimas, como as fosfatases, que são necessárias para mineralizar o P orgânico e liberar o P disponível para as plantas, com o aumento da liberação de ortofosfato (orto-P) e pirofosfatos (piro-P) (Kobae, 2019; Qian *et al*., 2015). As fosfatases catalisam a hidrólise de ésteres e anidridos de ácido fosfórico, elas quebram as ligações entre o fósforo e outros átomos e liberam o fósforo na forma de fosfato inorgânico, e a maior parte são incorporadas às células dos microrganismos como P celular (Tian *et al*., 2021).

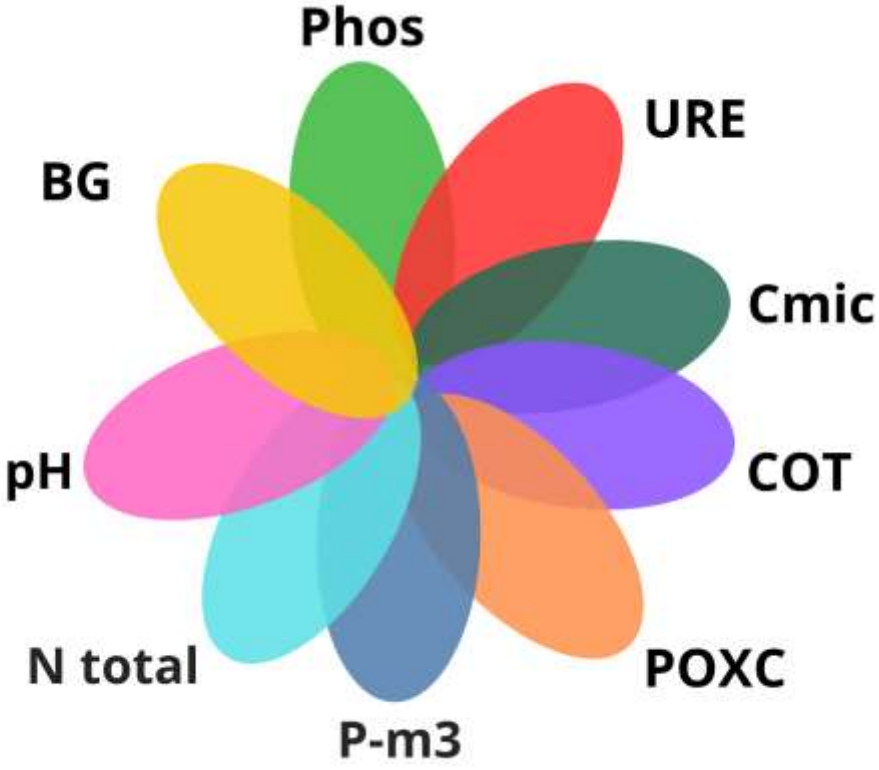
A atividade da enzima urease está envolvida na ciclagem do nitrogênio, atua auxiliando a hidrólise da ureia em CO_2 e NH_3, o que leva ao aumento do pH do solo e à perda de nitrogênio para a atmosfera através da volatilização do NH_3 (Varma, 2010). A urease é produzida por vários microrganismos do solo, incluindo bactérias, fungos e protozoários, além das plantas, e embora a urease possa ser sintetizada constitutivamente em alguns organismos, sua expressão geralmente está sob regulação de N (Adetunji *et al*., 2017; Machuca *et al*., 2015). Essa enzima pode ser estimulada pelas leguminosas, uma vez que elas têm a capacidade de fixar biologicamente o N (Roldan, 2003). A atividade da urease pode ser afetada por vários fatores, incluindo a temperatura, a umidade, o pH e a disponibilidade de nutrientes. Ela tem sido amplamente utilizada para monitorar a qualidade do solo porque é influenciada por diferentes práticas de manejo agrícola, uma vez que a atividade dessa enzima pode informar métodos de manejo que melhorem o metabolismo microbiano e a ciclagem de N (Adetunji *et al*., 2017).

1.7 MULTIFUNCIONALIDADE DO SOLO

A diversidade, composição e atividade microbiana são os principais impulsionadores do ciclo biogeoquímico, que desempenham papéis importantes na saúde do solo (Jia *et al*., 2022). As áreas agrícolas geralmente apresentam uma biodiversidade biológica muito mais baixa que os ambientes naturais, indicando uma falta de redundância multifuncional em solos geridos de forma intensiva (Wu *et al*., 2023). O desempenho do solo em fornecer múltiplas funções simultaneamente é tido como conceito principal para a multifuncionalidade do solo (Manning

et al., 2018). O cálculo da multifuncionalidade do ecossistema do solo (MFS) é normalizado por indicadores relacionados à ciclagem de carbono, nitrogênio e fósforo do solo, e é empregado para avaliar a capacidade do solo de desempenhar múltiplas funções ecológicas (Li *et al*., 2024). Estudos recentes demonstram evidências de que a microbiota do solo pode ser o principal ponto de apoio à multifuncionalidade do ecossistema, e avaliam o funcionamento do solo por múltiplas atividades enzimáticas, relacionadas aos ciclos de C, N e P (Luo *et al*., 2018). Alguns exemplos são os estudos de (Wang *et al*., 2023) que descobriram que a diversidade microbiana do solo influencia significativamente a saúde do solo, levando ao aumento da multifuncionalidade do solo e à estabilidade do ecossistema (Li *et al*., 2021) e destacaram que as atividades enzimáticas explicavam mais a multifuncionalidade do solo do que a composição da comunidade em ecossistemas agrícolas. Compreender a dinâmica biológica dos solos manejados na agricultura no que diz respeito à funcionalidade do ecossistema é fundamental para avaliar as futuras respostas dos agroecossistemas agrícolas às mudanças globais.

Figura 4 - Parâmetros químicos e biológicos para determinação da multifuncionalidade do solo.



Fonte: A autora (2024).

REFERÊNCIAS

ADETUNJI, A. T. *et al*. The biological activities of β-glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. **Journal of Oil science and Plant Nutrition**, v. 17, n. 3, p. 794–807, sept. 2017.

ALAMGIR, M.; MARSCHNER, P. Changes in phosphorus pools in three soils upon addition of legume residues differing in carbon/phosphorus ratio. **Soil Research**, v. 51, n. 6, p. 484-493, 2013.

ASSIS, J. de *et al*. Phosphorus lability in a subtropical Acrisol under long-term integrated crop-livestock system: impacts of grazing management and cropping system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, 28 oct. 2022.

BALEŽENTIENĖ, L. Hydrolases related to C and N cycles and soil fertility amendment: responses to different management styles of agro-ecosystems. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 21, n. 2083–5906, p. 1153–1159, 2012.

BALOTA, E. L.; CHAVES, J. C. D. Enzymatic activity and mineralization of carbon and nitrogen in soil cultivated with coffee and green manures. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1573–1583, oct. 2010.

BOWMAN, R. A.; BOWMAN, R. A. An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soils. **Soil Science**, v. 125, n.2, p. 95–101, feb. 1978.

CABEZA, R. A.; STEINGROBE, B.; CLAASSEN, N. Phosphorus fractionation in soils fertilized with recycled phosphorus products. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 19, n. 3, p. 611–619, 1 sept. 2019.

CALEGARI, A. **Manual técnico de plantas de cobertura**. Curitiba: IAPAR, 2016. 32 p.

CAVALCANTE, V. S. *et al*. Biomassa e extração de nutrientes por plantas de cobertura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 521–528, maio 2012.

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

CHAVARRÍA, D. N. *et al*. Effect of cover crops on microbial community structure and related enzyme activities and macronutrient availability. **European Journal of Soil Biology**, v. 76, p. 74–82, sep. 2016.

CONDRON, L. M.; NEWMAN, S. Revisiting the fundamentals of phosphorus fractionation of sediments and soils. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, n. 5, p. 830–840, 8 july 2011.

DAS, S. K.; VARMA, A. Role of enzymes in maintaining soil health. **Soil Enzymology**, p. 25–42, 2011.

DOYDORA, S. *et al*. Accessing legacy phosphorus in soils. **Soil Systems**, v. 4, n. 4, p. 74, 18 dec. 2020.

EVANS, D. L. *et al*. Sustainable futures over the next decade are rooted in soil science. **European Journal of Soil Science**, v. 73, n. 1, 26 jan. 2022.

FARDEAU, J. C. Dynamics of phosphate in soils: an isotopic outlook. **Fertilizer Research**, v. 45, n. 2, p. 91–100, 1995.

FARIAS, P. I. V. *et al*. Input assurance for Brazilian food production**. Fertilizer Focus**, v. 38, n. 1, p. 52-54, jan./feb. 2021.

FINK, J. R. *et al*. Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, n. 4, p. 369–379, aug. 2016.

FOX, T. R.; COMERFORD, N. B. Low-molecular-weight organic acids in selected forest soils of the southeastern USA. **Soil Science Society of America Journal**, v. 54, n. 4, p. 1139–1144, july 1990.

GATIBONI, L. C. *et al*. Plant uptake of legacy phosphorus from soils without P fertilization. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 119, n. 1, p. 139–151, 1 jan. 2021.

GATIBONI, L. C.; CONDRON, L. M. A rapid fractionation method for assessing key soil phosphorus parameters in agroecosystems. **Geoderma**, v. 385, p. 114893, 1 mar. 2021.

GEBRIM, F. DE O. *et al*. Mobility of inorganic and organic phosphorus forms under different levels of phosphate and poultry litter fertilization in soils. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1195–1205, 2010.

GEORGE, T. S. *et al.* Organic phosphorus in the terrestrial environment: a perspective on the state of the art and future priorities. **Plant and Soil**, v. 427, n. 1–2, p. 191–208, 6 june 2018.

GIANFREDA, L. Enzymes of importance to rhizosphere processes. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 15, n. 2, p. 283–306, 2015.

HALLAMA, M. *et al*. Hidden miners – the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. **Plant and Soil**, v. 434, n. 1–2, p. 7–45, 27 jan. 2019.

HANSEN, V. *et al*. Differences in cover crop contributions to phosphorus uptake by ryegrass in two soils with low and moderate P status. **Geoderma**, v. 426, p. 116075, nov. 2022.

HARRISON, A. F. **Soil organic phosphorous**: a review of world literature. Wallingford, Oxon, UK: C.A.B. International, 1987. 257 p.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, n. 5, p. 970–976, sept. 1982.

JIA, R. *et al*. Insights into the associations between soil quality and ecosystem multifunctionality driven by fertilization management: a case study from the North China Plain. **Journal of Cleaner Production**, v. 362, p. 132265, aug. 2022.

JONES, D. L. Organic acids in the rhizosphere: a critical review. **Plant and Soil**, v. 205, n. 1, p. 25–44, 1998.

KIM, N. *et al*. Do cover crops benefit soil microbiome? A meta-analysis of current research. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 142, p. 107701, mar. 2020.

KOBAE, Y. Dynamic phosphate uptake in arbuscular mycorrhizal roots under field conditions. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, 9 jan. 2019.

LAMBERS, H. Phosphorus acquisition and utilization in plants. **Annual Review of Plant Biology**, v. 73, n. 1, p. 17–42, 20 may 2022.

LEITE, H. M. F. *et al*. Cover crops shape the soil bacterial community in a tropical soil under no-till. **Applied Soil Ecology**, v. 168, p. 104166, dec. 2021.

LI, M. et al. Crop rotation history constrains soil biodiversity and multifunctionality relationships. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 319, p. 107550, oct. 2021.

LI, W. *et al*. Impacts of rice terrace abandonment on soil ecosystem multifunctionality: Insights into reduced microbial diversity and exacerbated nitrogen limitation. **Journal of Cleaner Production**, v. 437, p. 140731, jan. 2024.

LI, Y. *et al*. Soil microbial C:N ratio is a robust indicator of soil productivity for paddy fields. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 35266, 14 oct. 2016.

LUO, G. *et al*. Deciphering the associations between soil microbial diversity and ecosystem multifunctionality driven by long-term fertilization management. **Functional Ecology**, v. 32, n. 4, p. 1103–1116, 11 apr. 2018.

MACHUCA, A.; CUBA-DÍAZ, M.; CÓRDOVA, C. Enzymes in the rhizosphere of plants growing in the vicinity of the Polish Arctowski Antarctic Station. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 15, n. 4, p. 833-838, 2015.

MANNING, P. *et al*. Redefining ecosystem multifunctionality. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n. 3, p. 427–436, 16 feb. 2018.

MOENS, C. *et al*. Mapping phosphorus availability in soil at a large scale and high resolution using novel diffusive gradients in thin films designed for x-ray fluorescence microscopy. **Environmental Science & Technology**, v. 58, n. 1, p. 440-448, 18 dec. 2023.

SILVA, I. R. da; MENDONÇA, E. de S. Matéria orgânica do solo. *In*: NOVAIS, Roberto Ferreira *et al*. (ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 276-374.

NUNES, R. de S. *et al*. Distribution of soil phosphorus fractions as a function of long-term soil tillage and phosphate fertilization management. **Frontiers in Earth Science**, v. 8, 2 sept. 2020.

OLIVEIRA, L. E. Z. de *et al*. Spatial distribution of soil phosphorus fractions in a clayey Oxisol submitted to long-term phosphate fertilization strategies. **Geoderma**, v. 418, p. 115847, july 2022.

OLIVEIRA FILHO, J. de S.; PEREIRA, M. G. Analyzing the research on phosphorus fractions and phosphorus legacy in soil: a bibliometric analysis. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, n. 9, p. 3394–3405, 30 sept. 2020.

PAVINATO, P. S. *et al*. Revealing soil legacy phosphorus to promote sustainable agriculture in Brazil. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 15615, 28 sept. 2020.

PEREIRA FILHO, I. A. **Cultivo do milheto**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2016.

PEREIRA, J. **O feijao guandu**: uma opção para a agropecuária brasileira. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 1985.

QIAN, X. *et al*. Effects of living mulches on the soil nutrient contents, enzyme activities, and bacterial community diversities of apple orchard soils. **European Journal of Soil Biology**, v. 70, p. 23–30, sept. 2015.

RABEL, D. O. *et al*. Depth distribution of exchangeable aluminum in acid soils: A study from subtropical Brazil. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 40, n. 1, p. 39320, 15 may 2018.

RAYOL, B. P.; ALVINO-RAYOL, F. D. O. Produção de biomassa e teor de nutrientes do feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis* (l.) dc.) em reflorestamento no estado do pará. **Revista Agroecossistemas**, v. 4, n. 2, p. 85, 18 june 2013.

RHEINHEIMER, D. DOS S. *et al.* Phosphorus distribution after three decades of different soil management and cover crops in subtropical region. **Soil and Tillage Research**, v. 192, p. 33–41, 1 sept. 2019.

RICHARDSON, A. E. *et al*. Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. **Plant and Soil**, v. 349, n. 1–2, p. 121–156, 3 dec. 2011.

ROCHA, K. F. *et al*. Microbial N-cycling gene abundance is affected by cover crop specie and development stage in an integrated cropping system. **Archives of Microbiology**, v. 202, n. 7, p. 2005–2012, 20 sept. 2020.

ROLDAN, A. No-tillage, crop residue additions, and legume cover cropping effects on soil quality characteristics under maize in Patzcuaro watershed (Mexico). **Soil and Tillage Research**, v. 72, n. 1, p. 65–73, july 2003.

SARVAJAYAKESAVALU, S. *et al*. Phosphorus recovery: a need for an integrated approach. **Ecosystem Health and Sustainability**, v. 4, n. 2, p. 48–57, feb. 2018.

SCHAAFFHAUSEN R.V. Dolichos lablab or Hyacinth Bean: Its uses for feed, food and soil improvement. **Economic Botany**, v. 17, p. 146–153, 1963.

SOLTANGHEISI, A. *et al*. Changes in soil phosphorus lability promoted by phosphate sources and cover crops. **Soil and Tillage Research**, v. 179, p. 20–28, 1 june 2018.

SOUSA, D. C. de *et al*. Dry mass accumulation, nutrients and decomposition of cover plants. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 5, p. 152, 15 apr. 2019.

SOUSA, H. M. *et al*. Dynamics of soil microbiological attributes in integrated crop-livestock systems in the Cerrado-Amazonônia ecotone. **Revista Caatinga**, v. 33, n. 1, p. 9–20, mar. 2020.

SUN, X. *et al*. Organic mulching alters the composition, but not the diversity, of rhizosphere bacterial and fungal communities. **Applied Soil Ecology**, v. 168, p. 104167, dec. 2021.

TIAN, J. *et al*. Roles of phosphate solubilizing microorganisms from managing soil phosphorus deficiency to mediating biogeochemical p cycle. **Biology**, v. 10, n. 2, p. 158, 17 feb. 2021.

TURNER, B. L. *et al*. β-Glucosidase activity in pasture soils. **Applied Soil Ecology**, v. 20, n. 2, p. 157–162, may 2002.

VU, D. T.; TANG, C.; ARMSTRONG, R. D. Changes and availability of P fractions following 65 years of P application to a calcareous soil in a Mediterranean climate. **Plant and Soil**, v. 304, n. 1–2, p. 21–33, 20 mar. 2008.

WANG, W.; MISHRA, S.; YANG, X. Seasonal difference in soil health indicators mediating multidiversity-multifunctionality relationship depends on body size of soil organisms: Evidence from rubber plantation agroforestry system. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 178, p. 108968, mar. 2023.

WANG, Y.; LAMBERS, H. Root-released organic anions in response to low phosphorus availability: recent progress, challenges and future perspectives. **Plant and Soil**, v. 447, n. 1–2, p. 135–156, 1 feb. 2020.

WEIHRAUCH, C.; OPP, C. Ecologically relevant phosphorus pools in soils and their dynamics: The story so far. **Geoderma**, v. 325, p. 183–194, sept. 2018.

WU, G. *et al*. Straw return counteracts the negative effects of warming on microbial community and soil multifunctionality. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 352, p. 108508, aug. 2023.

YU, R.-P. *et al*. Belowground processes and sustainability in agroecosystems with intercropping. **Plant and Soil**, v. 476, n. 1–2, p. 263–288, 28 july 2022.

ZHANG, Y. *et al*. Long-term changes in land use influence phosphorus concentrations, speciation, and cycling within subtropical soils. **Geoderma**, v. 393, p. 115010, 1 july 2021.

2 MUDANÇAS NA DINÂMICA DE P A CURTO PRAZO SOB INFLUÊNCIA DE PLANTAS DE COBERTURA E FONTES FOSFATADAS EM CONDIÇÃO SEMIÁRIDA

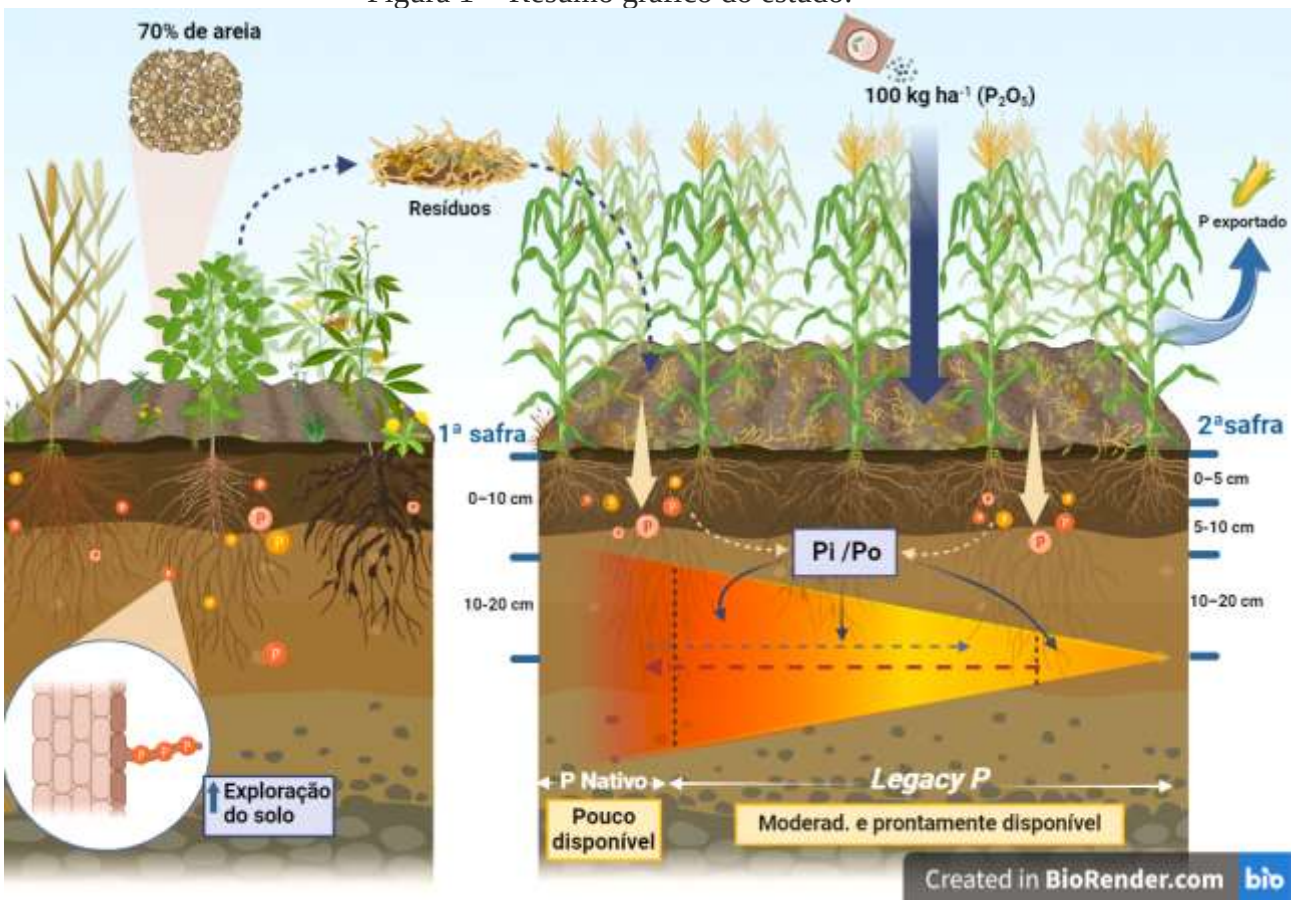
RESUMO

O fósforo (P) é essencial para o crescimento das plantas, mas apesar de ser abundante em muitos solos, tanto na forma orgânica quanto na inorgânica, pode ser um importante fator limitante para o crescimento das culturas devido à sua baixa disponibilidade para as plantas comercial. A adoção de plantas de cobertura com elevada eficiência de absorção de P pode ajudar a reciclar mais P para a cultura comercial, reduzir a adubação e otimizar a eficiência de fertilizantes fosfatados. O objetivo foi determinar as alterações na dinâmica do P no sistema após adoção de plantas de cobertura sob fontes de P no cultivo do milho na região de Alagoas. O estudo foi conduzido em solo de textura franco arenosa em Alagoas, Nordeste do Brasil durante duas safras de milho sob semeadura direta. Os tratamentos foram compostos por duas fontes de P (Superfosfato simples (SPS) e fosfato natural reativo (FR) e um tratamento sem adição de P (Sem-P), e seis espécies de plantas de cobertura de verão e um pousio. A extração, exportação de P e fracionamento químico de P do solo foram determinados nas duas safras. Na primeira safra as plantas de cobertura conseguiram aumentar o pool de P lábil onde não ocorreu aplicação de P, na camada de 0-10 cm, principalmente com *C. spectabilis*, guandu, *C. juncea* e milheto, um aumento de ~38% comparado ao pousio. Entretanto na segunda safra elas esgotaram esta fração. Quando fertilizantes fosfatados inorgânicos foram aplicados, a quantidade de reservatórios de P lábeis e mod-lábeis aumentaram substancialmente, principalmente associado ao milheto na camada de 0-5 cm. Entre as safras, as plantas esgotaram o P não lábil da camada de 10-20 cm e acumularam na camada inicial. As plantas de cobertura foram eficientes na ciclagem de P, que repercutiu na melhoria da eficiência do uso de P do milho, especialmente sob adubação com fosfato natural reativo.

Palavras chaves: fracionamento de P; ciclagem de nutrientes; *Crotalária juncea; Pennisetum glaucum;* diversidade de culturas.

GRAPHICAL ABSTRACT

Figura 1 - Resumo gráfico do estudo.



Fonte: A autora (2024).

CHANGES IN SHORT-TERM PHOSPHORUS DYNAMICS UNDER THE INFLUENCE OF COVER CROPS AND PHOSPHATIC SOURCES IN A SEMI-ARID CONDITION

ABSTRACT

Phosphorus (P) is an essential for plant growth, but despite being abundant in many soils, both in organic and inorganic form, it can be a major limiting factor for crop growth due to its low availability by plants. The use of cover crop species with high P uptake efficiency can help recycle more P for cash crops, reduce use and optimize phosphate fertilizer efficiency. The objective was to determine changes in phosphorus dynamics in the system following the adoption of cover crops and under different phosphorus sources in two corn seasons in the Alagoas region. The study was conducted in sandy loam soil in Alagoas, Northeast Brazil, during two no-tillage corn crops. The treatments were composed of two sources of P (simple superphosphate (SSP) and rock phosphate (RP) and one treatment without the P input (Nil-P), and six species of summer cover crops and one fallow. The uptake, offtake P, and chemical fractionation of P were determined in both cropping seasons. In the first crop, cover crops were able to increase the pool of labile P where there was no P application, in the 0–10 cm depth, mainly by means of spectabilis, pigeon pea, sunn hemp and pearl millet. An increase of ~38% compared to fallow, however in the second, however in the second crop they depleted this concentration. When inorganic phosphate fertilizers were applied, the amount of labile P and labile mod reservoirs increased substantially, mainly associated with pearl millet in the 0-5 cm layer. Between harvests, the plants depleted the non-labile P of the 10-20 cm depth and accumulated it in the initial depth. Cover crops were efficient in phosphorus cycling, resulting in an improvement in the phosphorus use efficiency of corn, especially under reactive natural phosphate fertilization.

Key-words: P fractionation*;* nutrient cycling; *Crotalaria juncea; Pennisetum glaucum;* crop diversity.

2.1 INTRODUÇÃO

O fósforo (P), elemento essencial para o crescimento das plantas, muitas vezes enfrenta desafios de disponibilidade no solo. As reservas minerais de P não são renováveis e estão concentradas em regiões com conflitos territoriais, que despertam mais um impulso à escassez de P (Cordell; White, 2014). Marrocos e Saara Ocidental na África, e a China, possuem 66% de todas as rochas fosfáticas do mundo (Fixen, 2009).

A produção agrícola depende de forma significativa dos fertilizantes fosfatados para sustentá-la, já que essa deficiência nutricional é uma das mais comuns que afetam as culturas agrícolas (Moens *et al*., 2023). Além disso, o uso de fertilizantes fosfatados despertou atenção mundial, principalmente, após um aumento de cerca de 800% no preço das rochas fosfáticas em 2008 (Gilbert, 2009). A quantidade de P total nos solos tropicais e subtropicais podem atingir valores acima de 1.800 mg kg^{-1}, contudo, somente uma pequena quantidade desse P total está em equilíbrio com a solução do solo e prontamente disponível para as plantas e uma parte considerável do P de fertilizantes adicionado permanece no solo, e em sua maioria em frações não disponíveis para as plantas (Pavinato *et al*., 2021) levando a um excedente de P no solo ao longo do tempo.

Em razão da capacidade do P de fixar-se, algumas vezes quase irreversivelmente no solo, a aplicação de fertilizantes fosfatados é realizada em quantidades maiores do que a demandada das plantas, resultando na acumulação de P residual no solo ao longo das safras (Oliveira-Filho e Pereira, 2020; Pavinato *et al*., 2017). Além disso, uma parte desse P é perdido por meio da erosão e lixiviação, acarretando a eutrofização dos corpos de água e pela degradação dos ecossistemas (Schoumans *et al*., 2014). Por isso que a quantidade de P acumulada no solo tem recebido atenção nos últimos anos por diversos pesquisadores (Doydora *et al*., 2020; Gatiboni *et al*., 2021; Pavinato *et al*., 2017) assumindo que se até 2050 a taxa de uso de fertilizantes fosfatados continuar, cerca de 106 Tg de P serão acumulados como P residual em áreas agrícolas do Brasil (Withers *et al*., 2018).

Uma ferramenta que pode ser utilizada para acessar e melhorar a gestão do P no solo é o cultivo de culturas de cobertura durante o período de pousio antes da cultura principal (Hallama *et al*., 2019; Hansen *et al*., 2022; Teles *et al*., 2017). Alguns estudos demonstram que a inclusão de espécies de plantas de cobertura com elevada eficiência de absorção de P pode ajudar a reciclar mais P para a cultura subsequente, reduzir a utilização e otimizar a eficiência de fertilizantes fosfatados (Soltangheisi *et al*., 2018). Os benefícios da introdução de plantas de cobertura nos sistemas produtivos vêm sendo alvo de vários estudos, entretanto, a introdução

dessas plantas na dinâmica do P raramente foi abordada até recentemente, e as respostas das plantas de cobertura sobre a ciclagem e dinâmica de P em solos da região de Alagoas ainda não são bem compreendidas.

Essas plantas de cobertura possuem diversas estratégias para interceptar e absorver P; algumas dessas correspondem ao aumento da relação entre raiz e parte aérea e o aumento dos pelos das raízes em quantidade, forma ou espessura para garantir maior exploração de volume do solo (Zhang *et al*., 2014), visto que devido à sua baixa mobilidade no solo, é necessário aumentar a estrutura radicular das plantas para facilitar o acesso ao P (Tiecher *et al*., 2023). Outros mecanismos são a liberação de compostos orgânicos de baixo peso molecular pelas raízes ou de enzimas, como as fosfatases (Chavarría *et al*., 2016).

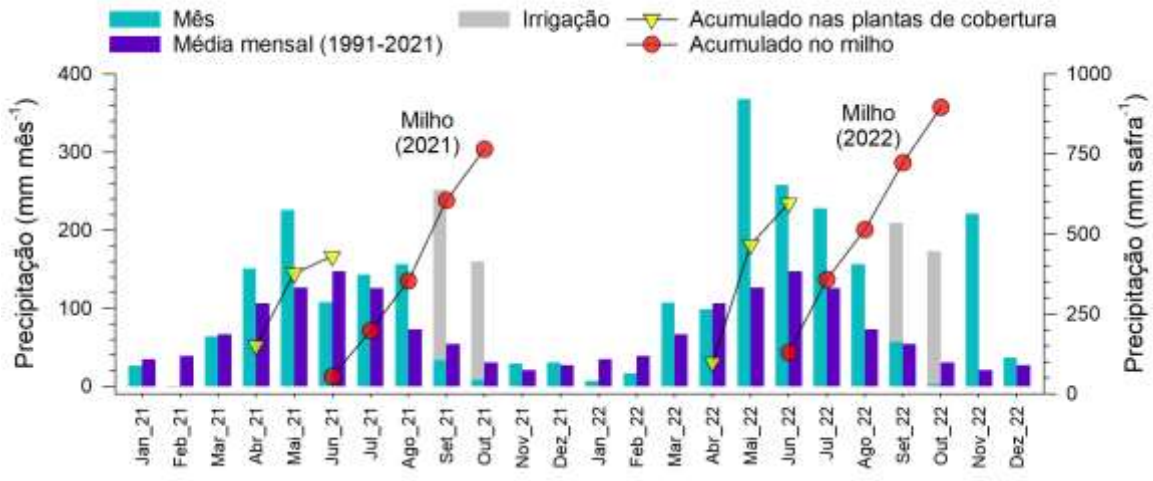
Algumas pesquisas demonstram que as plantas de cobertura podem absorver elevadas quantidades de P e uma quantidade substancial de P pode ser liberado em formas disponíveis para plantas, promovendo efeito positivo na ciclagem e no aproveitamento desse nutriente na agricultura (Damon *et al*., 2014). A cultura seguinte pode utilizar esse P armazenado após a decomposição dos resíduos culturais e aumentar e/ou estimular a eficiência desse nutriente no sistema de produção agrícola (Rigon *et al*., 2022; Soltangheisi *et al*., 2018).

Problemas ambientais e econômicos associados à utilização excessiva de fertilizantes fosfatados, bem como a diminuição das reservas de P, a baixa eficiência e disponibilidade desse elemento para as culturas, levaram a um interesse em alternativas sistemáticas de manejo, incluindo a utilização de resíduos de plantas de cobertura para mitigar esses efeitos nos sistemas agrícolas. A hipótese é que as (i) plantas de cobertura são capazes de modificar a dinâmica e aumentar a disponibilidade de P do solo após duas safras quando não há fertilização de P; (ii) algumas plantas de cobertura podem responder de forma distintas a fontes de fertilizantes fosfatados melhorando a eficiência de P no sistema e (iii) espécies de plantas de cobertura podem absorver P de frações pouco disponíveis. Neste sentido, o objetivo foi determinar as alterações nas frações e dinâmica do P no solo com a adoção de plantas de cobertura e sob fontes de P em duas safras de milho em Alagoas.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em condições de campo por duas safras (2021 e 2022) na Universidade Federal de Alagoas – *Campus* Arapiraca, Alagoas, Brasil (9°42'00"S, 36°41'12"W) a uma altitude de 324 m. O clima regional, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo 'As' tropical, a temperatura média anual é 25 °C e a precipitação pluvial de 850 mm (Lima, 1965). Os dados da precipitação pluvial mensal e acumulado no período experimental são apresentados na figura 2.

Figura 2 - Precipitação mensal (2021 e 2022), normal climatológica (1991 a 2021) da precipitação mensal, precipitação acumulada e irrigação suplementar no período experimental com cultivo das plantas de cobertura e milho. Arapiraca, AL – Brasil.



Fonte: Estação agrometeorológica UFAL – *Campus* Arapiraca (2021-2022).

O solo da área experimental foi classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (Santos et al., 2018), com textura franco arenosa. A área permaneceu em pousio durante ~10 anos e desde 2009 foi cultivada com plantas de cobertura, hortaliças, forragens, com baixa entrada de nutrientes. O milho foi cultivado pela primeira vez em 2021 (1ª safra deste estudo). Antes do estabelecimento do experimento, o solo foi amostrado nas camadas de 0-10 e 10-20 cm e realizado a caracterização química e física do solo. Os resultados são apresentados na tabela 1.

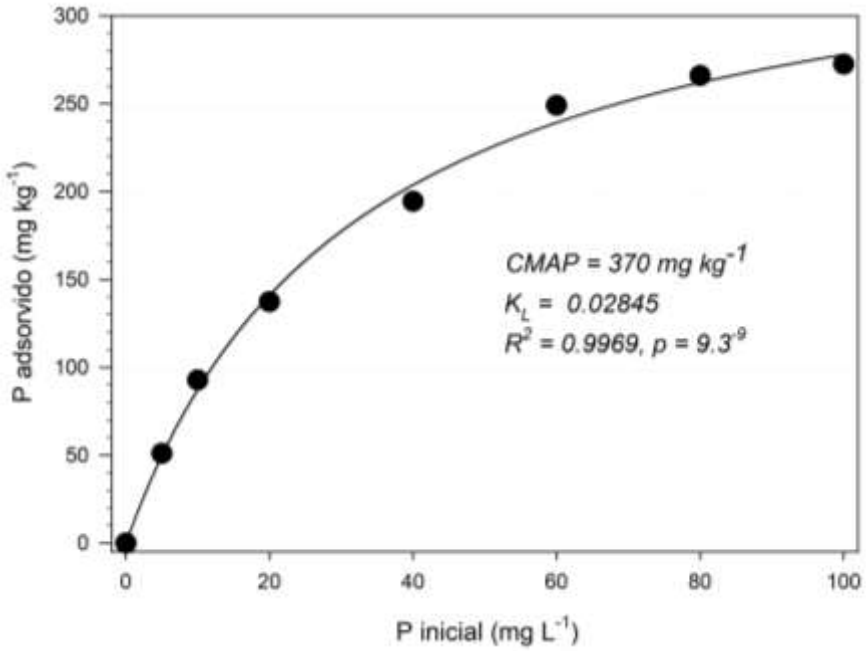
Tabela 1 - Atributos químicos e físicos do solo antes da implementação do experimento.

Prof.	pH	MO[1]	Al^{3+}	H+Al	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}	P-M1	CTC	V
(cm)	(H_2O)	(g dm^{-3})	----------		$cmol_c\ dm^{-3}$		----------	(mg dm^{-3})	pH 7	(%)
0-10	6,5	21,5	0	1,8	1,8	1,35	0,27	19,5	5,36	66,6
10-20	6,4	11,2	0	2,2	1,8	1,05	0,19	16,5	5,33	58,4
	Areia	Silte	Argila	Fe_d	Al_d	Fe_o	Al_o		CMAP	
	----------	g kg^{-1}	----------	----------		mg kg^{-1}	----------		mg kg^{-1}	
0-20	720	124	156	0,66	10,5	0,4	1,0		370	

Fonte: A autora (2024). MO: Matéria orgânica; V: Saturação por base; P-M1: P disponível por Mehlich-1; Fe_d, Al_d, Fe_o e Al_o: ferro e alumínio por dictionito-citrato-bicarbonato ou oxalato, respectivamente.

Foi determinado a capacidade máxima de adsorção de P do solo (CMAP) na camada de 0-20 cm. Foram pesados, em duplicata, 2,0 g de solo (TFSA) de amostras antes do estabelecimento do experimento e adicionado 20 mL de soluções padrões de P (0; 5; 10; 20; 40; 60; 80 e 100 mg L^{-1}, via KH_2PO_4) dissolvidas em 0,1 M de $CaCl_2$. As amostras foram agitadas por 24 horas à 180 rpm e centrifugadas por 15 min à 4000 rpm. O teor de P foi determinação por colorimétrica (azul de molibdênio), conforme (Murphy e Riley (1962). Os resultados foram ajustados pela isoterma de Langmuir (Figura 3).

Figura 3 - Isoterma de Langmuir para estimar a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) antes da implantação do experimento.



Fonte: A autora (2024).

2.2.1 Delineamento estatístico

O experimento foi conduzido em blocos casualizados, em esquema fatorial (3x7), sob parcelas subdivididas e três repetições. As parcelas principais foram constituídas por três fontes

de P: fosfato solúvel (SPS, superfosfato simples com 18% de P solúvel), fosfato natural reativo (FN, 4% de P solúvel e 13% de P total) e um controle sem aplicação de P (Sem P). Já as subparcelas foram seis plantas de cobertura (*Crotalária juncea*, *Crotalária spectabilis*, *Cajanus cajan* (guandu), *Dolichos lablab* (lab lab), *Canavalia ensiformis* (feijão-de-porco) e *Pennisetum glaucum* (milheto)) e um pousio.

As fontes de P foram aplicadas anualmente a lanço sem incorporação na dose de 100 kg ha^{-1} de P_2O_5 com base no P total. Na 1ª safra a aplicação foi no estabelecimento das plantas de cobertura, já na 2ª safra foi na semeadura do milho. As plantas de cobertura foram semeadas manualmente no mês de abril em espaçamento entre linhas de 0,25 m para o milheto e de 0,5 m para as outras espécies. A densidade de semeadura foi de 30 kg ha^{-1} para *C. juncea*, 15 kg ha^{-1} para *C. spectabilis*, 100 kg ha^{-1} para feijão-de-porco, 25 kg ha^{-1} para milheto, 40 kg ha^{-1} para guandu e lab lab. Durante o crescimento das plantas de cobertura não houve de fertilizantes adicional ou aplicação de defensivos agrícolas. As plantas daninhas foram controladas por meio de capina manual.

Após 60 dias de cultivo das plantas de cobertura (na segunda quinzena de junho) houve o manejo de dessecação realizado com glifosato [N-(phosphonomethyl) glycine]. Em seguida, o milho híbrido (BM 990©) foi semeado em densidade de ~75 mil plantas ha^{-1} de forma mecanizada em semeadura direta sobre as plantas de cobertura. O espaçamento entre linhas foi de 0,80 m e 0,17 m entre plantas, e aplicado na linha de cultivo 30 kg ha^{-1} de N via sulfato de amônio (21% de N e 22% de S). A primeira adubação de cobertura do milho ocorreu no estádio V4, com 70 kg ha^{-1} de N (via ureia, 46% de N) e 20 kg ha^{-1} de K_2O (via KCl, 58% de K_2O), e a segunda em V7-8 com 50 kg ha^{-1} de N (via sulfato de amônio). Os tratos culturais das plantas daninhas, pragas e doenças foram realizados conforme preconizado para a cultura na região. O cultivo do milho foi feito com uso de sistema de irrigação com gotejamento para compensar o déficit de precipitação no final do ciclo da cultura.

2.2.2 Amostragem e análise de solo e planta

2.2.2.1 Amostragem das plantas

A biomassa seca das plantas de cobertura foram avaliadas após 60 dias de cultivo (um dia antes da dessecação), com uma amostra aleatória de 1 m^2 por parcela. Em seguida foram secas a 60 °C até obter peso constante. Os rendimentos de grãos do milho foram avaliados ao final do mês de novembro, realizado manualmente com a colheita das três linhas centrais (excluindo 0,5 m das extremidades de cada parcela), e a umidade dos grãos corrigida para 13%.

Amostras dos tecidos das plantas de cobertura e dos grãos de milho foram moídas (2 mm) em moinho Wiley. Os teores de P foram determinados após digestão nitro-perclórica, conforme Tedesco *et al*. (1995), e o P quantificado pelo método colorimétrico vanado-molibdato (Malavolta; Vitti; Oliveira, 1997). A extração de P pelas plantas de cobertura e exportação de P pelo milho (kg ha^{-1}) foram estimadas pela multiplicação do teor de P nos tecidos com a biomassa das plantas de cobertura ou rendimento de grãos do milho.

2.2.2.2 Amostragem do solo

As amostras de solo foram coletadas após a colheita do milho nas duas safras. Na primeira safra, as amostras foram coletadas em duas camadas (0-10 e 10-20 cm) comumente recomentada para fins de fertilidade do solo. Porém, devido adubação fosfatada ter ocorrido a lanço, na segunda safra estratificamos em três camadas de solo (0-5, 5-10 e 10-20 cm) para compreender melhor os efeitos dos tratamentos nas frações de P do solo. Estas amostragens foram sempre realizadas com três subamostras para compor uma amostra composta por parcela. Em seguida, foram destorroadas, secas ao ar, peneiradas em malha de 2 mm e armazenadas para posterior análises de fracionamento de P e P disponível.

2.2.3 Fracionamento de P do solo

O fracionamento químico sequencial de P foi realizado conforme proposto por Gatiboni e Condron (2021) com adaptações. A avaliação das frações de P no solo ocorreu nas duas safras de cultivo do milho e em amostras iniciais, antes do estabelecimento do experimento. As frações foram agrupadas de acordo com sua labilidade, assumindo que o Pi lábil extraído pelo Mehlich 3, enquanto o P moderadamente lábil é calculado com base na extração por NaOH 0,1 mol L^{-1} (P i e Po) e pelo HCl (Pi) e o P não lábil é extraído pelo NaOH 0,5 mol L-1 (Pi e Po). No método adaptado desenvolvido por Gatiboni e Condron (2021) não há a extração por NaOH 0,1 mol L^{-1}. Como nosso solo é de textura franco arenosa (~70% areia), optamos por adicionar esse extrator nessa sequência e agrupar (junto ao HCl) na fração moderadamente lábil e o NaOH 0,5 mol L^{-1} (Pi e Po) não lábil, por essa fração corresponder ao P protegido por intra-agregados do solo (Condron *et al*., 1985).

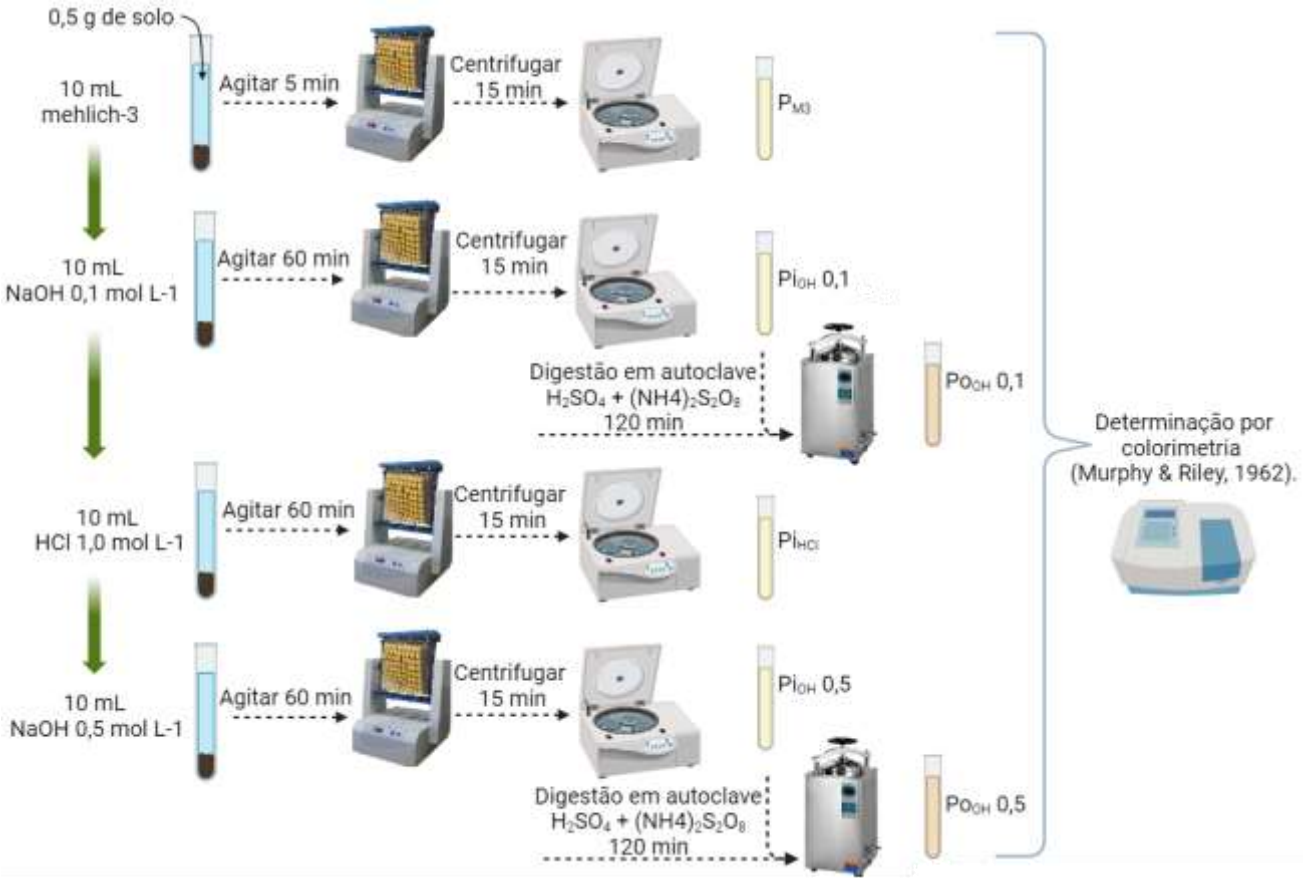
O procedimento foi realizado em duas etapas, para determinar o teor de P total (subamostra A) e as frações de P (subamostra B). O teor de P total foi determinado em 0,10 g de solo digerido com 2 mL de H_2SO_4 + 1 mL de $MgCl_2$ por 1 h a 200 °C. Após esfriar, foi acrescentado 2 mL de H_2O_2 e digerido por 1 h a 100 °C. Esta última etapa foi realizada até obter

extrato incolor. O teor de P foi determinado por colorimetria pelo método de azul de molibdato (Murphy e Riley, 1962).

Nas subamostra B, 0,5 g de solo foram extraídas considerando tempo de extração proposto por Gatiboni e Condron (2021), e acréscimo de extratores adaptados para solos tropicais (Rheinheimer *et al*. 2000), semelhantes ao método original de Hedley *et al*. (1982). As frações de P foram extraídas sequencialmente na seguinte ordem: o Pi disponível foi extraído com 10 mL de Mehlich-3 por 5 min à 33 rpm (*over-end-over*) e centrifugadas por 15 min à 3000 rpm, o extrato foi armazenado e consideramos como Pi lábil; o segundo extrator foi 10 mL de NaOH 0,1 mol L^{-1} descrito por Hedley *et al*. (1982) como fração Pi e Po moderadamente lábil, o terceiro extrator foi 10 mL de HCl 1 mol L^{-1} descrita por Hedley *et al*. (1982) como Pi moderadamente lábil; e o ultimo extrator foi 10 mL NaOH 0,5 moL^{-1} que extrai Pi e Po não-lábil. O tempo (1 h) e agitação (33 rpm) dos três últimos extratores foram semelhantes, conforme proposto por Gatiboni e Condron (2021), centrifugados por 15 min a 3000 rpm e armazenados separadamente.

Os teores de Pi dos extratos foram determinados por colorimetria (Murphy e Riley, 1962). O Po dos extratos alcalinos (0,1 e 0,5 mol L^{-1} de NaOH) foram determinados pela diferença entre o Pi e Pi total após mineralização. A mineralização foi realizada com persulfato de amônio (7,5 %) + H_2SO_4 (50%) por 2 h a 120°C em autoclave. O P ocluso foi estimado pela diferença da soma das frações com o P total. O P ocluso foi somado ao Pi não-lábil. O esquema do fracionamento químico do P está ilustrado abaixo:

Figura 4 - Fracionamento químico sequencial de P do solo.



Fonte: A autora (2024). Adaptado de Gatiboni e Condron (2021).

O P disponível extraído por mehlich-1 (utilizado como teste padrão para fins de fertilidade na região de Alagoas) foi determinado conforme Teixeira; Campos e Saldanha (2017). Foram utilizados 5 dm^{-3} de solo e 50 mL de solução extratora Mehlich-1. As amostras foram agitadas por 5 min em agitador horizontal à 120 rpm e decantadas por 16 h. O teor de P foi quantificado por colorimetria pelo método de Murphy e Riley (1962).

2.2.4 Uso de P no sistema

A eficiência no uso de P (EUP, %) foi determinado com soma do P exportado pelo milho nas duas safras e as entradas de P fertilizantes, conforme equação 1. O balanço parcial de P no sistema (BPP, kg ha^{-1}) foi calculado pela diferença entre o P exportado e as entradas de P durante as duas safras. A área experimental não tinha declive e por isso desconsideramos as perdas por erosão.

$$\text{EUP (\%)} = \frac{\Sigma\ (\text{Exportação de P via grãos } [\text{kg ha}^{-1}])}{\Sigma\ (\text{Aplicação de P via fertilizantes } [\text{kg ha}^{-1}])} \text{ x } 100 \quad (1)$$

$$\text{BPP (kg ha}^{-1}) = \Sigma\ (\text{Aplicação de P via fertilizantes } [\text{kg ha}^{-1}]) - \Sigma\ (\text{Exportação de P via grãos } [\text{kg ha}^{-1}]) \quad (2)$$

2.2.5 Análises estatísticas

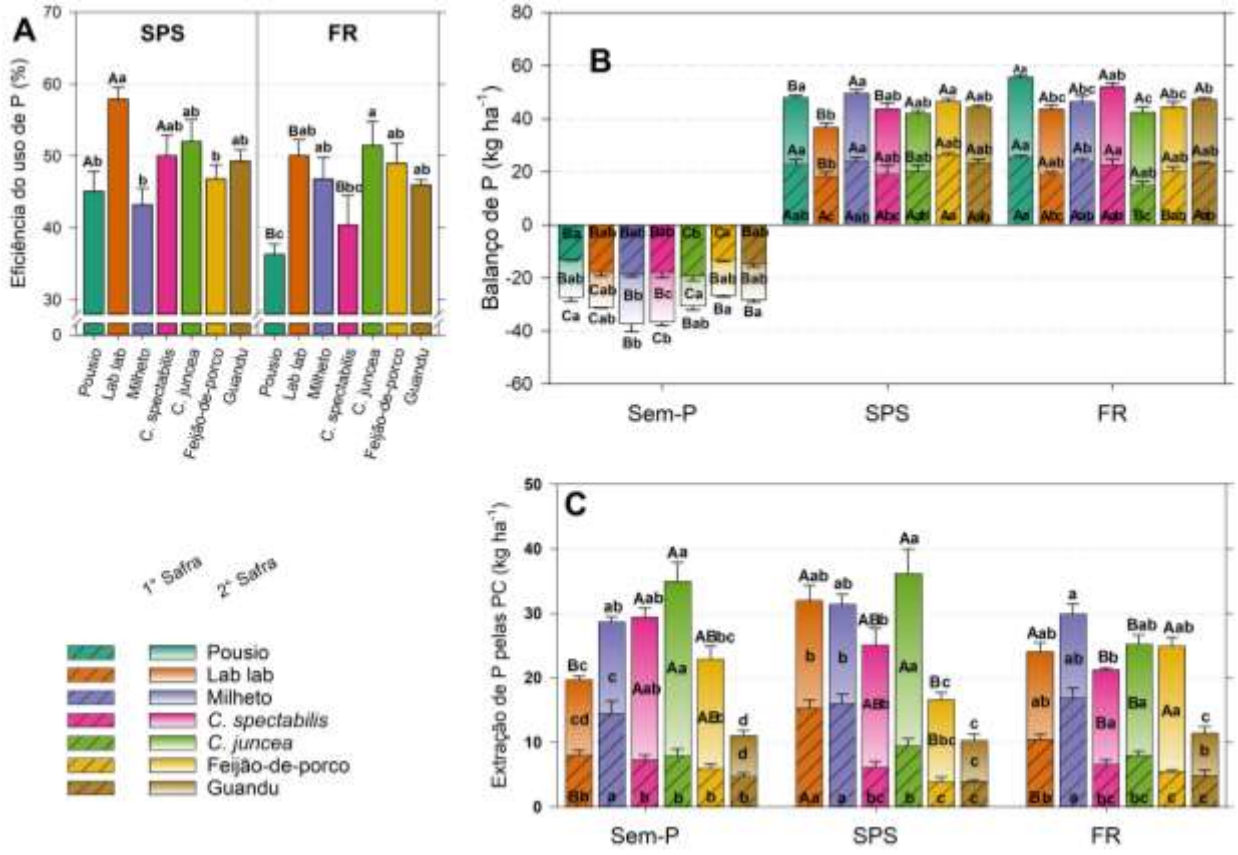
A normalidade (teste Shapiro-Wilk) e homogeneidade da variância (teste Bartlett) foram verificadas para todas as variáveis, quando não atendidos estes pressupostos foram transformados por Anderson-Darling. Os resultados foram analisados por ANOVA de duas vias ($p \leq 0,05$) e as médias foram comparadas por Tukey ($p \leq 0,05$), desdobrando os fatores onde ocorreu interação significativa. As camadas foram analisadas de forma independentes para apresentamos um valor de DMS (diferença mínima significativa) por camada. As análises estatísticas foram realizadas no programa R® versão 4.3.1 com os pacotes "*ExpDes.pt"* e os gráficos foram plotados no SigmaPlot® versão 10.

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Uso de P no sistema a curto-prazo

O uso de P no sistema foi alterado após duas safras de adoção das plantas de cobertura e fontes P ($p = 0,038$, Figura 5). De modo geral, a eficiência do uso de P (EUP) foi maior sob SPS do que FR. Sob SPS, o pousio, *C. spectabilis* e lab lab apresentaram aumento na EUP de 10, 9 e 8% quando comparado sob FR. Não houve respostas entre as fontes P para o milheto, *C. juncea*, feijão de porco e guandu (Figura 5A). Sob SPS, lab lab apresentou a maior EUP (58%) com aumento de 13% comparado ao pousio (45%, $p = 0,002$) e 8% quando comparado sob FR (50%, $p = 0,028$). Sob FR apenas *C. spectabilis* não diferiu do pousio (36%) e as respostas nas outras espécies foram com aumento de ~12% na EUP.

Figura 5 - Eficiência do uso de P pelo milho após duas safras (A), balanço parcial de P no sistema (B) e extração de P pelas plantas de cobertura nas duas safras (C). O ápice das colunas representa o acúmulo total. Médias seguidas das mesmas maiúsculas entre as fontes fosfatadas e minúsculas entre as plantas de cobertura não diferem pelo teste Tukey ($p \leq 0,05$).



Fonte: A autora (2024). As letras foram apresentadas apenas onde ocorreram diferenças. As barras de erro representam o erro padrão de média (n=3). Ns: não significativo pelo teste F ($p \leq 0,05$); Sem P: sem entradas de P; SPS: superfosfato simples; FR: fosfato natural reativo; PC: plantas de cobertura.

As plantas de cobertura sob as fontes de P promoveram efeitos significativos no balanço parcial de P do sistema, em ambas as safras ($p = 0,002$) e no total ($p = 0,00001$, Figura 5B). Apesar da variação, o balanço médio entre as duas safras foi semelhante. No total das duas safras, o balanço de P entre as fontes diferiu apenas com o pousio, lab lab e *C. spectabilis* sob FR foram mais positivos que sob SPS. Isto sugere que o acúmulo do *legacy* P foi dependente das plantas de cobertura. Exceto milho e feijão-de-porco sob SPS e *C. spectabilis* sob FR, todas as plantas apresentaram balanço menos positivo quando comparado ao pousio. No Sem P, ocorreu depleção média de -32 kg ha^{-1} de P, com maiores saídas (-37 kg ha^{-1} de P) onde milheto e *C. spectabilis* foram cultivados e superiores ao pousio (-27 kg ha^{-1} de P, $p = 0,0004$).

A extração de P, ou o potencial de ciclagem de P das plantas de cobertura foram alterados pelas espécies e fontes de P, especialmente na 2ª safra ($p = 0,0004$) e no total acumulado ($p = 0,00002$). A *C. juncea* foi a planta mais rentável mesmo sem fertilização e sob SPS, absorvendo ~36 kg ha^{-1} de P do solo na média acumulada das duas safras, 36% superior a

médias das outras plantas, além disso, absorveu 3,1 vezes a média da safra anterior (~9 kg ha^{-1}). Na primeira safra, o milheto foi a planta mais eficiente em absorver P em todas as fontes, com uma média 16 kg ha^{-1}, enquanto a absorção de P não foi diferente entre as outras plantas de cobertura quando não houve adubação (Figura 5C). Sob SPS, *C. juncea*, milheto e lab lab apresentaram maiores valores de absorção, 16 e 15 kg ha^{-1}, respectivamente, a mesma tendência foi observada para a 2ª safra. Sob FR o milheto apresentou uma média geral de absorção de 30 kg ha^{-1}, superior a todas as outras plantas (~21 kg ha^{-1}).

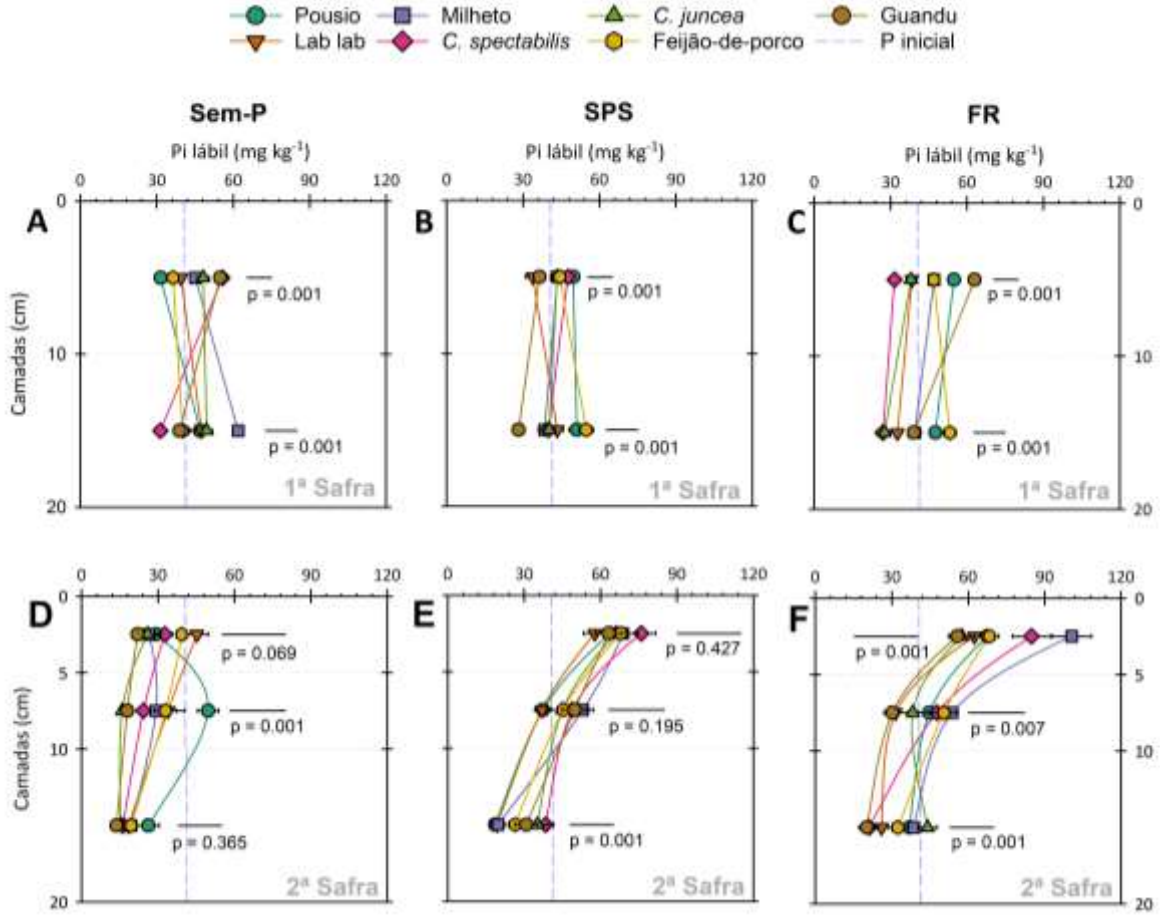
2.3.2 Alterações nos reservatórios de P no solo na 1ª e 2ª safra

2.3.2.1 Fração Pi lábil (P mehlich-3)

Os pools de P lábeis, mod-lábeis e não-lábeis demonstraram haver influência interação das plantas de cobertura e fontes de P principalmente nas camadas de 0–5 e 5–10 cm, nas duas safras (Figura 6). Na primeira safra, as plantas de cobertura conseguiram aumentar o P lábil onde não houve aplicação de P (Sem-P), na camada de 0-10 cm, principalmente com *C. spectabilis* (56 mg kg^{-1}), guandu (55 mg kg^{-1}), *C. juncea* (48 mg kg^{-1}) e milheto (45 mg kg^{-1}), um aumento de ~38% comparado ao pousio. Na camada de 10-20 cm, todas as plantas, exceto *C. spectabilis* e guandu, aumentaram o P lábil sob Sem-P, e o maior valor foi registrado no milheto (62 mg kg^{-1}), 24% a mais que o pousio. Após a 2ª safra, ao contrário da resposta das plantas, as fontes de P tiveram maior influência nas frações de P do solo a respeito da proporção de P lábil extraído por mehlich-3. Nos 20 cm, as plantas não aumentaram a quantidade de P lábil sob Sem-P, exceto lab lab e o pousio nas camadas até 10 cm, (45 e 50 mg kg^{-1}) respectivamente. As plantas de cobertura não apresentaram efeito nessa fração ou apresentaram valores estatisticamente iguais ao pousio.

O teor de P lábil aumentou com a aplicação de P nas duas safras em quase todas as plantas de cobertura, incluindo pousio nas camadas de 0–5 e 5–10 cm, independentemente das fontes de P aplicada. Sob SPS (1ª safra) os maiores teores de P lábil foram registradas sob pousio na camada até 10 cm (50 mg kg^{-1}) e sob o cultivo de feijão de porco na camada 10-20 cm (55 mg kg^{-1}), porém estatisticamente igual ao pousio (51 mg kg^{-1}). Sob aplicação de FR, o maior teor de P lábil foi sob guandu na camada de 0-10 cm e sob feijão de porco na camada mais profunda, entretanto, significativamente iguais ao pousio em ambas as camadas (~51 mg kg^{-1}).

Figura 6 - Teor de Pi lábil do solo (mg kg^{-1}) por efeito das plantas de cobertura e fontes fosfatadas por camadas 0-10 e 10-20 cm na 1ª safra (A-C) e 0-5, 5-10 e 10-20 cm na 2ª safra (D-F) no cultivo de milho.



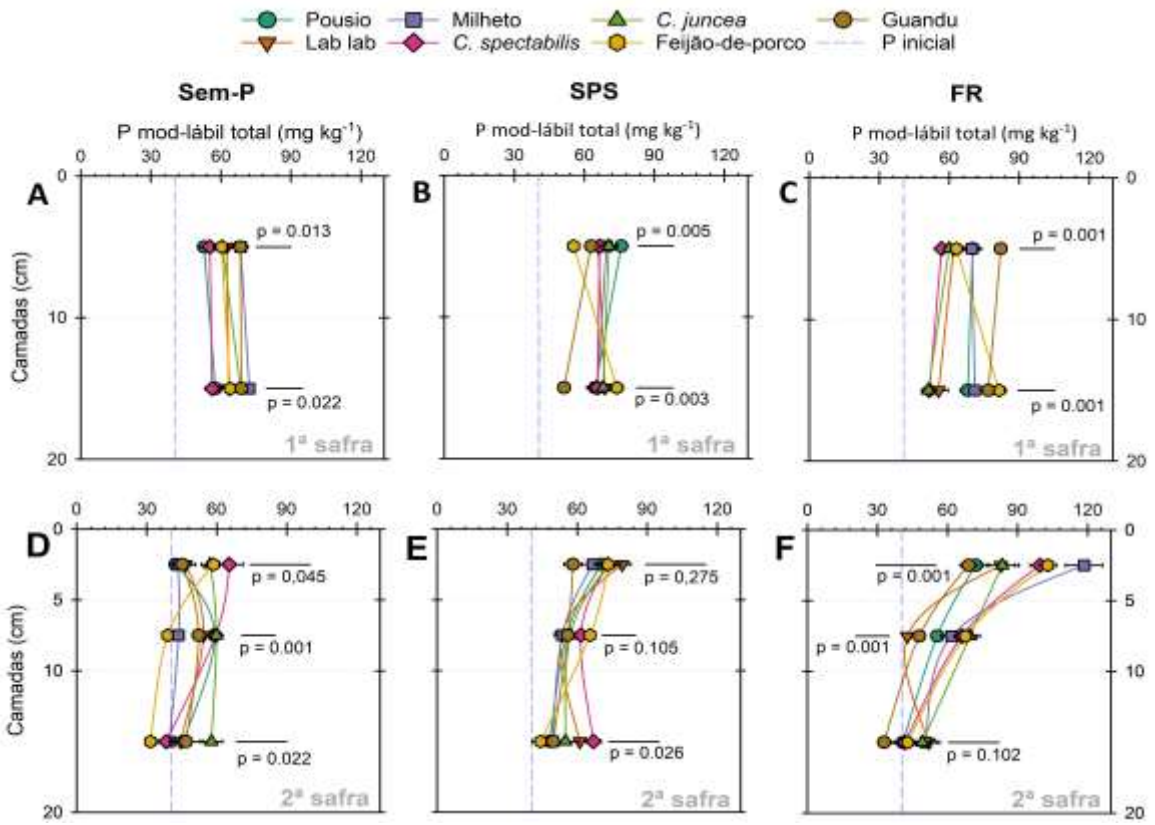
Fonte: A autora (2024). Sem-P: sem aplicação de P; SPS: superfosfato simples; FR: fosfato natural reativo. Linha tracejada azul na vertical indica o teor de P inicial; Linha preta na horizontal indica o DMS; ns: não significativo pelo teste F ($p \leq 0,05$); $p \leq 0,05$ indica diferença significativa pelo teste Tukey.

Na 2ª safra sob SPS, as plantas aumentaram o teor dessa fração nas camadas de 0-5 e 5-10 cm, exceto o pousio e lab lab na camada de 5-10 cm mas não houve resposta significativa, apenas abaixo em 10-20 cm, entretanto as plantas não aumentaram o P lábil. No cultivo do milheto, o maior valor de P lábil foi registrado quando aplicado FR na camada inicial (101 mg kg^{-1}), 33% a mais que o pousio. Nessa fonte, na camada de 5 a 20 cm, algumas plantas aumentaram o P lábil do sistema, mas as respostas foram significativamente iguais às do pousio.

2.3.2.2 Fração moderadamente lábil (Pi-NaOH 0,1, Po-NaOH 0,1 M e Pi-HCl)

A fração moderadamente lábil total foi o resultado da soma das frações Pi o Po de frações moderadamente lábeis extraídos pelo NaOH 0,1 M e o HCl, que extrai o Pi. Em geral, os pools de P mod-lábil total nas duas safras aumentou consideravelmente em comparação ao teor inicial ~37 e 30%, nas duas safras, respectivamente (Figura 7).

Figura 7 - Teor de P moderadamente lábil total do solo (mg kg^{-1}) por efeito das plantas de cobertura e fontes fosfatadas por camadas 0-10 e 10-20 cm na 1ª safra (A-C) e 0-5, 5-10 e 10-20 cm na 2ª safra (D-F) no cultivo de milho.



Fonte: A autora (2024). Sem-P: sem aplicação de P; SPS: superfosfato simples; FR: fosfato natural reativo. Linha tracejada azul na vertical indica o teor P inicial; Linha preta na horizontal indica o DMS; ns: não significativo pelo teste F ($p \leq 0,05$); $p \leq 0,05$ indica diferença significativa pelo teste Tukey.

Em geral, não houve efeito nos teores pelas plantas de cobertura. Na primeira safra, na camada superficial, só houve interação entre as fontes com o guandu e o pousio, com teores de ~82 e 70 mg kg^{-1}, respectivamente, sob FR. Entre as plantas, milheto e guandu aumentaram o teor de P mod lábil (~23%) em relação ao que foi encontrado no pousio quando o P não foi aplicado. Já sob SPS e FR, os teores foram iguais ou inferiores ao pousio. A mesma tendencia foi observada na camada de 10-20 cm, revelando que as plantas de cobertura não promoveram efeito para o aumento dessa fração.

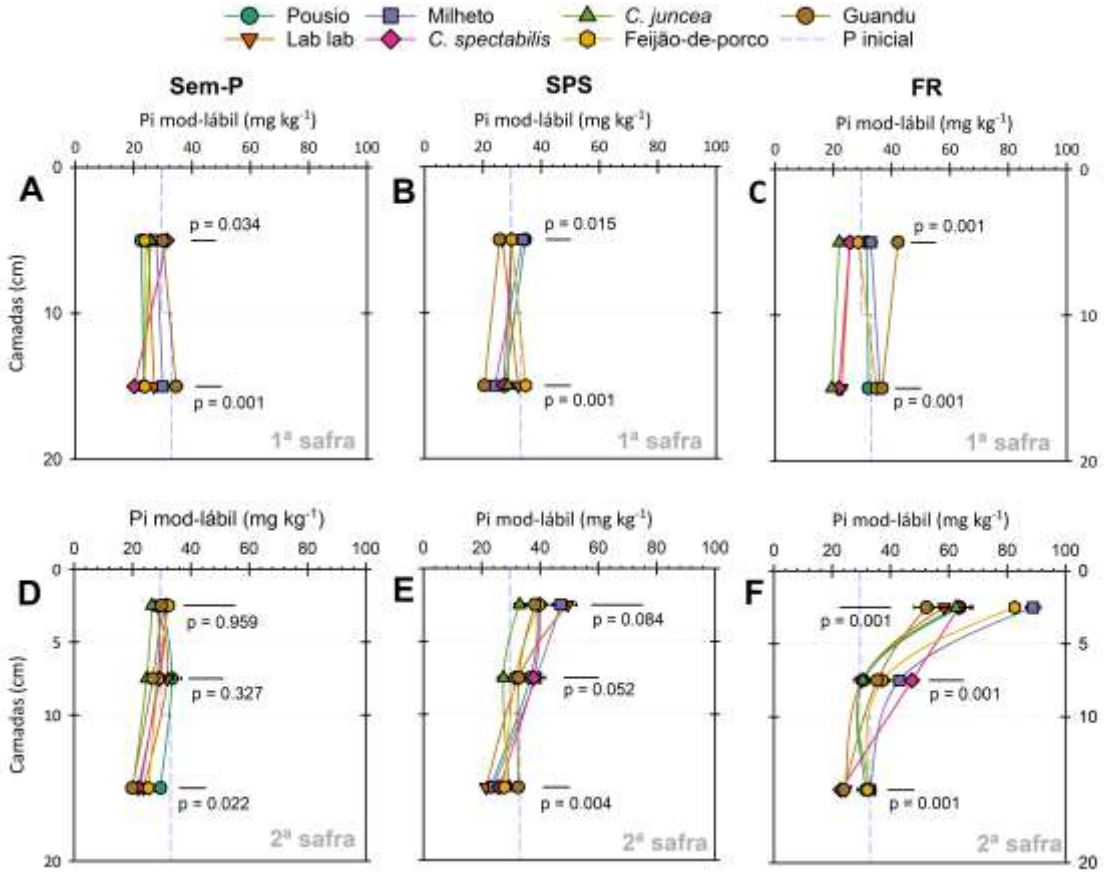
Na segunda safra e na camada a 0-5 cm, o RP promoveu um incremento médio de ~43 e ~21% em comparação ao Sem-P e SPS, respectivamente. Não houve efeito das plantas no aumento desse reservatório, com médias estatisticamente iguais ao pousio, exceto o milheto (118 mg kg^{-1}), feijão de porco (103 mg kg^{-1}) e *C. spectabilis* (100 mg kg^{-1}), com uma resposta de ~32% a mais de P mod lábil que o pousio.

Os resultados do primeiro ciclo do Pi mod lábil demonstrou interação entre as fontes de P e as plantas de cobertura (p = 0,0003). As plantas influenciaram os teores dessa fração sob

Sem-P e FR na camada de 0-10 cm, com *C. spectabilis* e guandu, aumentando em 28 e 26%, respectivamente, o teor dessa fração em comparação ao pousio (Figura 8 A e B). Na camada de 10-20 cm, o desdobramento dos fatores mostrou que, onde não foi aplicado fertilizante, o guandu proporcionou maior pool de Pi, e com SPS, o feijão de porco demostrou maiores resultados, com ~32 e ~20% a mais que o pousio. Sob FR, as plantas de cobertura não apresentaram diferenças em comparação ao pousio.

No segundo ano de cultivo, as plantas de cobertura não apresentaram efeitos sob as fontes Sem-P ($p = 0,959$) e SPS ($p = 0.084$), no entanto com a fertilização, utilizando a fonte de fosfato reativa, houve um aumento no Pi na camada até 10 cm. Na camada de 0-5 cm e sob FR, o pool de Pi mod lábil foi maior nos tratamentos com milheto (89 mg kg^{-1}) e feijão de porco (83 mg kg^{-1}) ~26% de aumento em relação ao pousio (Figura 8F). Já na camada de 5-10 cm os maiores teores foram com o milheto e *C. spectabilis*, com um aumento de 32% a mais que o pousio. Na última camada, não houve aumento dessa fração quando comparado ao pousio, associado ao Sem-P e FR, somente SPS, com o guandu apresentando um aumento de ~29%.

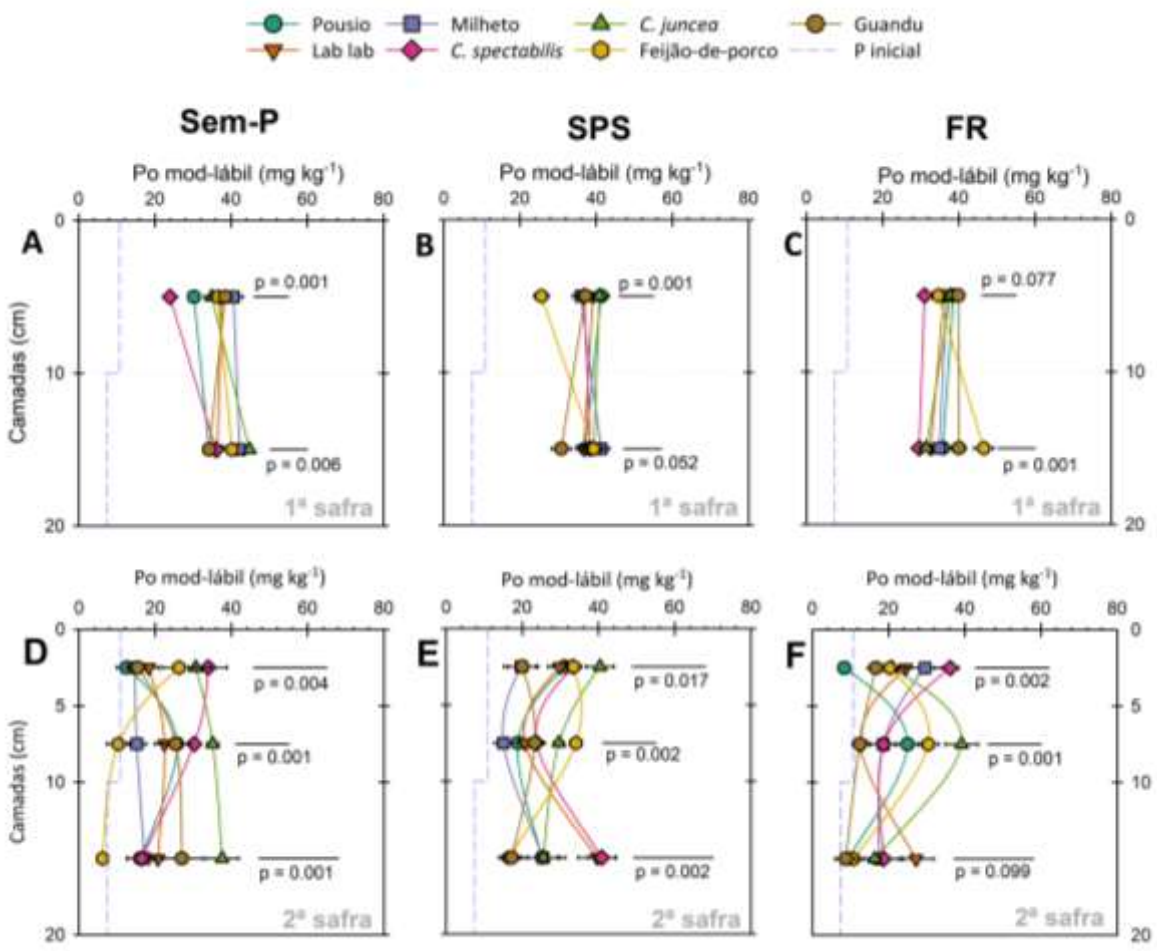
Figura 8 - Teor de Pi mod lábil do solo (mg kg-1) por efeito das plantas de cobertura e fontes fosfatadas por camadas 0-10 e 10-20 cm na 1ª safra (A-C) e 0-5, 5-10 e 10-20 cm na 2ª safra (D-F) no cultivo de milho.



Fonte: A autora (2024). Sem-P: sem aplicação de P; SPS: superfosfato simples; FR: fosfato natural reativo. Linha tracejada azul na vertical indica o teor P inicial; Linha preta na horizontal indica o DMS; ns: não significativo pelo teste F ($p \leq 0,05$); $p \leq 0,05$ indica diferença significativa pelo teste Tukey.

Onde houve adubação na primeira safra e na camada de 0-10 cm, não houve diferença em função das plantas de cobertura, considerando que as médias no SPS foram iguais às sem cobertura e o FR não apresentou interação significativa ($p = 0,077$). Já quando a adubação fosfatada não foi aplicada, especialmente o milheto, conseguiu proporcionar um teor médio de ~41 mg kg^{-1} de Po, aumentando-o em 25% o teor presente em pousio. Já na camada até 20 cm, só houve interação com Sem-P e FR, com *C. juncea* e feijão de porco, aumentando em ~23% o teor de Po nessa camada. O Po do solo na primeira safra aumentou quase três vezes, em comparação ao teor inicial do sistema. O SPS aumentou o Po extraído por NaOH 0,1 M nas duas camadas, representando uma diferença média de ~27% a mais que as outras duas fontes. Quando comparamos com o teor inicial, observamos um aumento significativo no Sem-P, SPS e FR, com um acréscimo de ~56, 66 e 52%, respectivamente.

Figura 9 - Teor de Po mod lábil do solo (mg kg-1) por efeito das plantas de cobertura e fontes fosfatadas por camadas 0-10 e 10-20 cm na 1ª safra (A-C) e 0-5, 5-10 e 10-20 cm na 2ª safra (D-F) no cultivo de milho.



Fonte: A autora (2024). Sem-P: sem aplicação de P; SPS: superfosfato simples; FR: fosfato natural reativo. Linha tracejada azul na vertical indica o teor P inicial; Linha preta na horizontal indica o DMS; ns: não significativo pelo teste F ($p \leq 0,05$); $p \leq 0,05$ indica diferença significativa pelo teste Tukey.

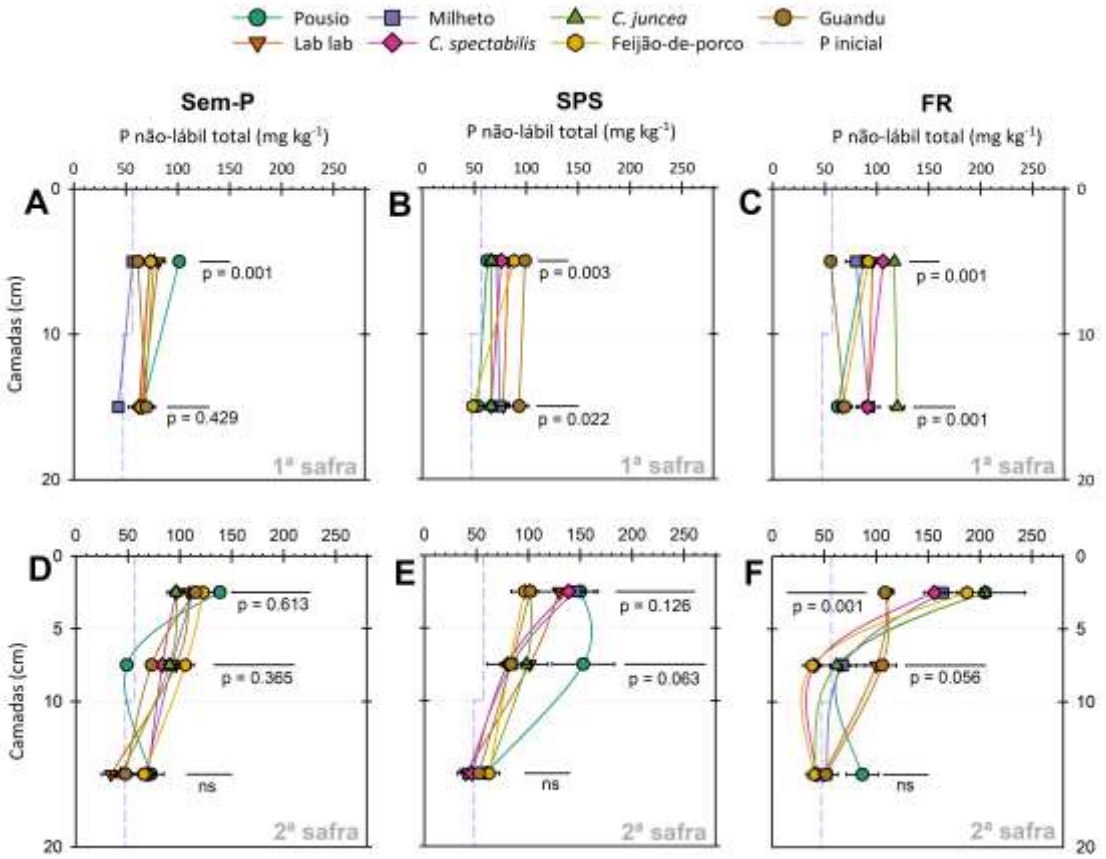
Na segunda safra, na camada inicial, observamos aumento de mais de três vezes no teor inicial (36,2 mg kg^{-1}) para a *C. spectabilis* no sistema, com médias de 34 mg kg^{-1} para o Sem-P (quase três vezes superior ao pousio) e no FR com 36 mg kg^{-1} (quatro vezes o superior ao pousio) (Figura 9 D e F). Além disso, a *C. juncea* foi superior, com 40 mg kg^{-1} de Po, mas não diferiu do pousio (Figura 9E).

2.3.2.3 Fração não-lábil (Pi-NaOH 0,5, Po-NaOH 0,5 e Pi ocluso)

A fração de P não lábil é caracterizada pelo Pi e Po NaOH 0,5 M e o P ocluso. A primeira safra, mostrou interação entre as plantas de cobertura e as fontes de P para o P não lábil total do solo para as duas camadas ($p = 0,001$ e $p = 0,006$). Sob Sem-P o pousio promoveu maior teor do P não lábil na camada de 0-10 cm (~101 mg kg^{-1}). Já com a aplicação dos fertilizantes,

nas duas camadas, a *C. juncea* sob FR, e o guandu sob SPS, foram as plantas que mais aumentaram o P não lábil no solo, com teores médios de 118 e 96 mg kg^{-1}, respectivamente.

Figura 10 - Teor de P não lábil total do solo (mg kg-1) por efeito das plantas de cobertura e fontes fosfatadas por camadas 0-10 e 10-20 cm na 1ª safra (A-C) e 0-5, 5-10 e 10-20 cm na 2ª safra (D-F) no cultivo de milho.

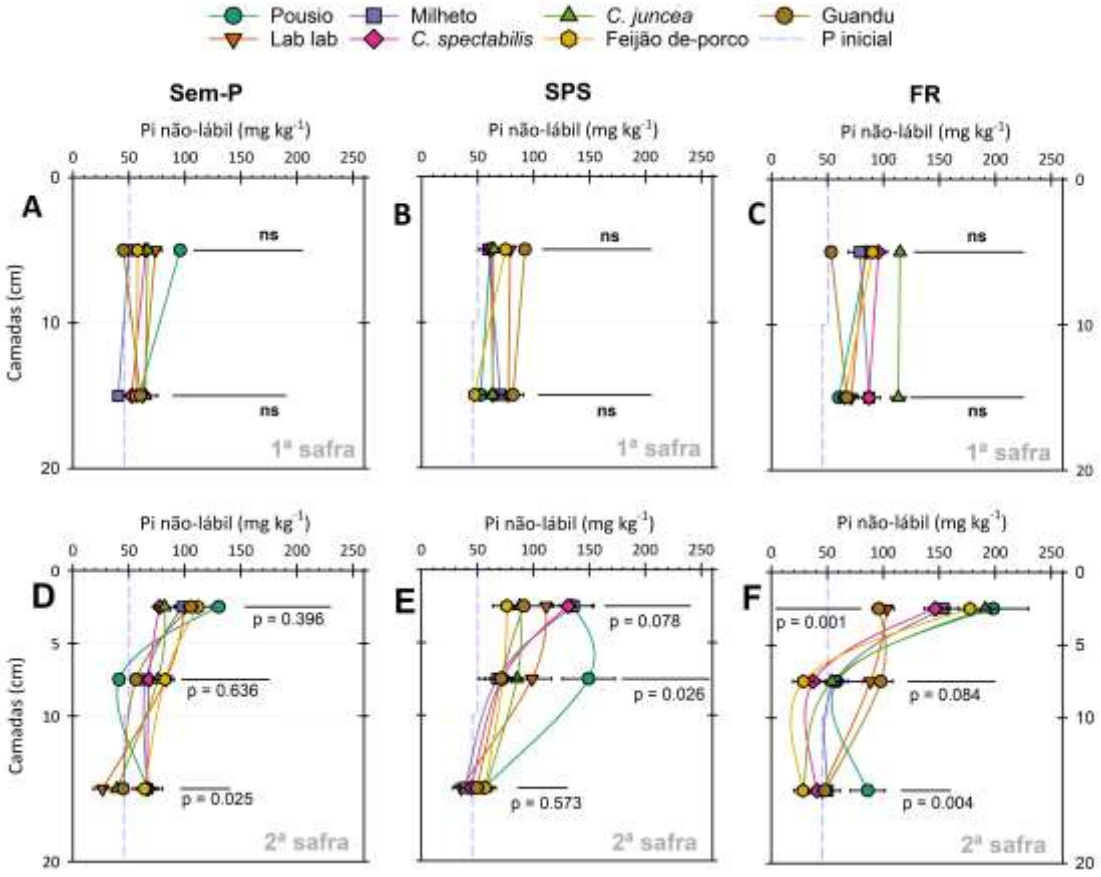


Fonte: A autora (2024). Sem-P: sem aplicação de P; SPS: superfosfato simples; FR: fosfato natural reativo. Linha tracejada azul na vertical indica o teor P inicial; Linha preta na horizontal indica o DMS; ns: não significativo pelo teste de F ($p \leq 0,05$); $p \leq 0,05$ indica diferença significativa pelo teste de Tukey.

No segundo ciclo, o teor de P não lábil não foi influenciado pela interação das fontes P com plantas de cobertura em todas as camadas, exceto sob FR na camada 0-5 cm (p = 0,001). Nessa interação, a *C. juncea*, feijão de porco e o pousio apresentaram as maiores proporções dessa fração no solo, enquanto lab lab e guandu houve redução. Na camada de 5-10 cm, só houve resultado para as fontes no pousio, com uma média superior no SPS (153 mg kg^{-1}) e no feijão de porco com o maior teor no Sem-P (105 mg kg^{-1}). A camada de 10-20 cm não respondeu significativamente a nenhum tratamento (Figura 10 D, E e F), entretanto, observou-se que nessa camada todas as plantas, exceto feijão de porco, esgotaram o pool de P não lábil em comparação ao teor da primeira safra, em todas as fontes de P, com uma diminuição de ~6, 17 e 32 mg kg^{-1}, respectivamente em cada uma das fontes.

No primeiro ano, houve um aumento no teor de Pi não lábil, especialmente sob FR, no entanto essa fração não apresentou resultado significativo para nenhum dos tratamentos (Figura 11 A, B e C). Já no segundo ciclo, as duas fontes de P aumentaram o conteúdo de Pi não lábil extraído por NaOH 0,5 (Pi-NaOH 0,5) em comparação ao tratamento controle na camada até 10 cm. A maior parte das plantas de cobertura apresentaram maior teor de Pi não lábil em interação com FR na camada de 0-5 cm, e os aumentos mais expressivos foram observados em *C. juncea* e pousio (Figura 11F). O pousio promoveu teores elevados dessa fração de P, com uma média de 154 mg kg^{-1}, significativamente maior que as plantas, com uma diferença de 25% a mais de Pi não lábil no solo. De maneira geral, essa forma tendeu a se acumular mais na porção superficial do solo até 10 cm, com um acumulado médio quase duas vezes maior que a camada abaixo.

Figura 11 - Teor de Pi não lábil do solo (mg kg-1) por efeito das plantas de cobertura e fontes fosfatadas por camadas 0-10 e 10-20 cm na 1ª safra (A-C) e 0-5, 5-10 e 10-20 cm na 2ª safra (D-F) no cultivo de milho.



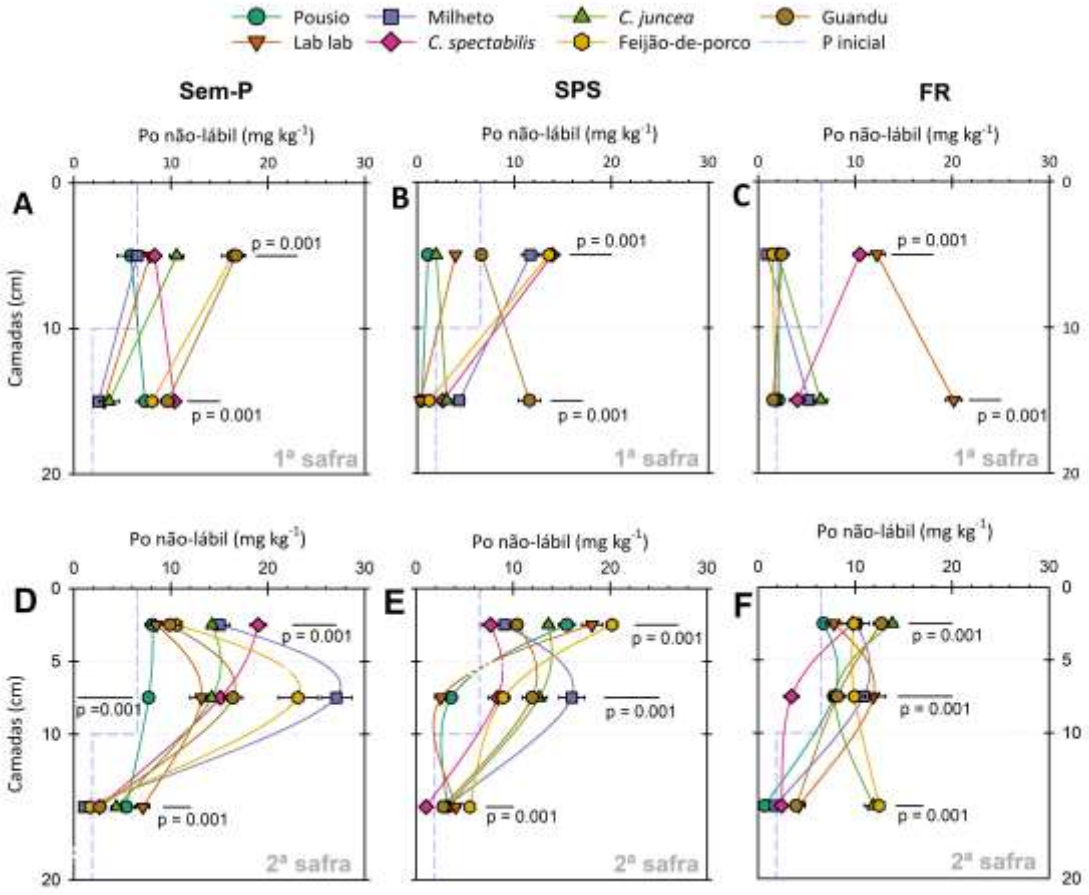
Fonte: A autora (2024). Sem-P: sem aplicação de P; SPS: superfosfato simples; FR: fosfato natural reativo. Linha tracejada azul na vertical indica o teor P inicial; Linha preta na horizontal indica o DMS; ns: não significativo pelo teste de F ($p \leq 0,05$); $p \leq 0,05$ indica diferença significativa pelo teste de Tukey.

Os maiores teores de Po dessa fração e no primeiro ano de cultivo se concentraram na fonte sem aplicação de fertilizante e aumentou em média 10 e 6 mg kg^{-1} respectivamente nas

duas camadas analisadas. Em comparação ao pousio, as plantas de cobertura apresentaram uma média superior no teor de Po não lábil em todos as camadas e fontes de P. Somente na camada de 10-20 cm, na fonte Sem-P, o pousio aumentou essa fração no sistema comparado a algumas plantas (Figura 12A).

Na segunda safra, o Po na camada até 10 cm foi quase três vezes maior do que na camada de 10-20 cm. O SPS promoveu um maior acúmulo de Po na camada de 0-5 cm, e o tratamento com feijão-de-porco demonstrou maior teor dessa forma de P na camada inicial, uma média de ~20 mg kg^{-1} (Figura 12E). Já na camada abaixo (5-10 cm), o maior teor de Po não lábil se concentrou onde não havia a aplicação de P para todas as plantas e o pousio, uma média de ~17 mg kg^{-1}, duas vezes mais que o SSP e FR. Nesse tratamento, o maior incremento de Po foi associado ao milheto e ao feijão de porco, com uma média de 25 mg kg^{-1} (Figura 12D).

Figura 12 - Teor de Po não lábil do solo (mg kg-1) por efeito das plantas de cobertura e fontes fosfatadas por camadas 0-10 e 10-20 cm na 1ª safra (A-C) e 0-5, 5-10 e 10-20 cm na 2ª safra (D-F) no cultivo de milho.



Fonte: A autora (2024). Sem-P: sem aplicação de P; SPS: superfosfato simples; FR: fosfato natural reativo. Linha tracejada azul na vertical indica o teor P inicial. Linha preta na horizontal indica o DMS; ns: não significativo pelo teste de F ($p \leq 0,05$); $p \leq 0,05$ indica diferença significativa pelo teste de Tukey.

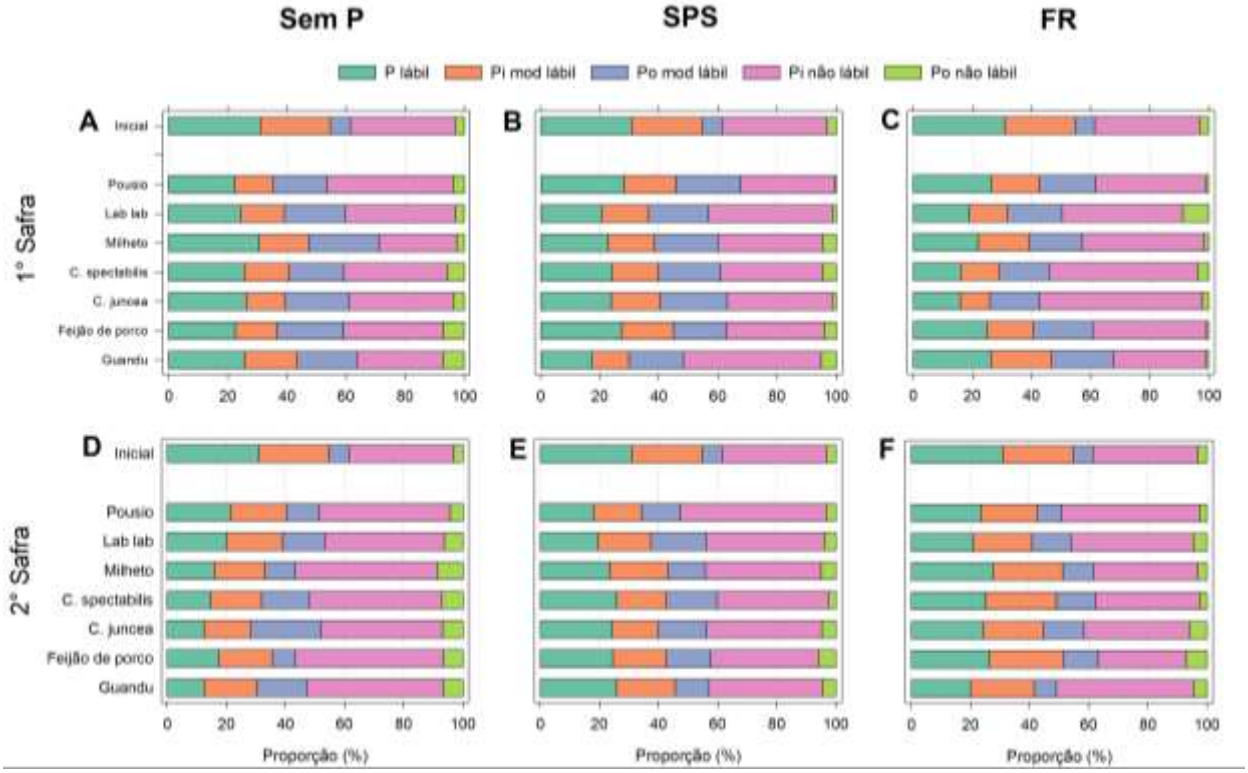
2.3.2.4 Proporção das frações de P

As mudanças nas proporções de P total nas diferentes frações de P antes da implantação do experimento e ao logo das duas safras de análises está disposta na figura 13. De acordo com a avaliações iniciais, o P total do solo correspondia a ~133 mg kg^{-1}, aumentando para ~184 mg kg^{-1} no primeiro ciclo e ~188 mg kg^{-1} após o segundo ano de cultivo, um acréscimo de ~29% de P total no sistema (Apêndice A - Figura 1).

A proporção de P lábil no P total após duas safras de cultivo constituiu 21% (~40 mg kg^{-1}), 2% a menos que o teor inicial. Entre as safras, a proporção seguiu a mesma tendência e reduziu ~7% comparados ao teor de 2021, que constituía 23% do P total do solo (~43 mg kg^{-1} de P lábil). O milheto foi a planta com maior aumento na proporção de P lábil comparando com o teor inicial (Figura 13). Após a segunda safra, a proporção de P lábil apresentou uma redução de 38% sob o Sem-P em comparação ao valor inicial. Quando houve aplicação de fertilizante fosfatado (SPS e FR) houve um aumento de 12 e 18%, respectivamente. Todas as plantas diminuíram a proporção de P lábil quando comparado ao inicial (Figura 13), especialmente no sem P.

O P mod lábil total no primeiro ano de safra representou mais de 1/3 do P total do solo (~64 mg kg^{-1}, 35%). A proporção de P mod lábil em relação ao P total diminuiu em 5% em 2022 e ~11% em comparação com o ano anterior. No entanto, aumentou em 30% em comparação à análise inicial. A forma orgânica dessa fração representou 39% (23 mg kg^{-1}) e uma média de 12% do P total do solo, além disso, o Po do solo, aumentou quase três vezes, em comparação ao teor inicial do sistema.

Figura 13 - Proporção de cada fração de P no conteúdo de P total do solo por efeito das plantas de cobertura e fontes fosfatadas por camadas 0-10 e 10-20 cm na 1ª safra (A-C) e 0-5, 5-10 e 10-20 cm na 2ª safra (D-F).



Fonte: A autora (2024). Sem-P: sem aplicação de P; SPS: superfosfato simples; FR: fosfato natural reativo.

Após duas safras, o P não lábil do sistema representou um total de 48 % do P total do solo (a maior proporção entre as outras frações) e um acréscimo médio de 42% em comparação ao teor inicial. A fração inorgânica de baixa labilidade representou 43% do P total do solo e em média 90% do teor total de P não lábil, enquanto o Po representou apenas 5% do P total e 10% do todo o teor de P não lábil, no segundo ano de cultivo. Quando não foi aplicado fertilizante, todas as plantas e o pousio aumentaram o teor dessa fração. Com a aplicação de P, as plantas esgotaram a proporção dessa fração em comparação ao inicial (Figura 13).

2.4 DISCUSSÃO

2.4.1 Efeito a curto prazo das plantas de cobertura e fontes de P nas frações e nos índices de uso de P do solo

A disponibilidade potencial de P foi determinada pelo extrator Mehlich-3 de acordo com o método adaptado de Gatiboni e Condron, (2021). Avaliamos também os resultados obtidos por Mehlich-1, uma vez que esse é o método adotado para análise de solo em Alagoas. Os resultados do segundo ano mostraram um aumento exponencial de P disponível, especialmente sob a fonte natural reativa (Apêndice A – Figura 2 e Tabela 7). O aumento elevado do P disponível no fosfato natural reativo pode ter sido superestimado, pois extratores ácidos como o Mehlich-1 (ácido clorídrico + ácido sulfúrico) podem superestimar os resultados dos teores de P disponível em solos que receberam adubação fosfatada provenientes de rochas apatitas (Teixeira; Campos e Saldanha, 2017).

Os pools de P lábil, mod lábil e não lábil foram alterados pelas plantas de cobertura entre o teor inicial e as safras de avaliação. As plantas foram eficientes em aumentar a proporção de P lábil quando não havia P aplicado na primeira safra. Após a segunda safra as plantas de cobertura esgotaram os teores dessa fração no sistema sem aplicação de fertilizante. Como a área já havia sido manejada anteriormente, as plantas da primeira safra podem ter explorado o *legacy* P. Essa exploração pode não ter sido tão efetiva na segunda safra. Por essas observações, não podemos aceitar nossa primeira hipótese, pois esperávamos que as plantas fossem capazes de aumentar essa fração após as duas safras no sistema sem adubação. As plantas conseguiram aumentar o P disponível quando havia fertilização. A proporção de aumento desses reservatórios de P, derivados das fontes de fertilização pelas plantas foi igual ao que foi observado em pousio, a exceção do milheto sob aplicação de fosfato natural. Esse viés sugere que as plantas podem não ter sido eficientes em aumentar a proporção desses reservatórios, entretanto reciclam o P, absorvendo o P dessas frações, imobilizam na sua biomassa e devolvem ao solo por meio da decomposição de seus resíduos. O curto prazo de implantação das plantas de cobertura no sistema (duas safras) pode ser um fator que implique esses resultados na prática, carecendo de mais repetições anuais para maior precisão, todavia, resultados semelhantes aos apresentados aqui foram destacados por Soltangheisi *et al*. (2020) em um estudo com plantas de cobertura de inverno em um sistema de cultivo de 9 safras consecutivas.

Os efeitos já avaliados das plantas de cobertura de outono/inverno e primavera/verão na reciclagem de P do solo também foram vistos por outros estudos (Hassan; Hasbullah;

Marschner, 2013; Soltangheisi *et al*., 2018; Rigon *et al*., 2022). Os últimos observaram reciclagem abundante de P, especialmente por *C. juncea*, que na nossa pesquisa foi uma das plantas que apresentaram maior eficiência de uso do P (Figura 5A), assim como uma das que mais absorveram P do solo (extraindo em média 61% do P aplicado no sistema). Arruda *et al*. (2021) consideram que utilizar a crotalária como adubo verde, pode trazer vantagens no aumento de P no solo para a próxima cultura e incorporar o N proveniente da fixação atmosférica. Além disso, a absorção de P está também associada com a liberação de exsudato radicular, influenciando a solubilização e mineralização do P (Lambers, 2022). que é uma das principais características das plantas de cobertura (Hallama *et al*., 2019).

O balanço de P no sistema estima quanto nutriente está sendo retirado do sistema em comparação com quanto é aplicado. Sob as duas fontes estudadas, esse balanço foi mais elevado sob pousio. Isso pode ser compreendido pois o P que fica no solo, que não é exportado para o grão, torna o balanço mais positivo. Podemos comprovar nossas observações pelos resultados da produtividade de grãos do milho nesse mesmo experimento no estudo de Luz *et al*. (2023), visto que a média produtiva de grãos de todas as plantas foi superior à do pousio (dados não mostrados). Além disso, o índice de eficiência de uso de P para o pousio também foi significativamente abaixo das plantas de cobertura em todas as fontes (Figura 5).

O efeito positivo das plantas quando relacionado a eficiência de utilização e ciclagem de P se refletiu também no aumento substancial do P disponível quando foi aplicado fertilizante nas duas safras. A disponibilidade de P foi superior ao tratamento sem adubação, assim foi como constatado por Soltangheisi *et al*. (2018), além disso, a dinâmica das frações de P em solos que recebem fertilização com P é diferente daquela em solos que não recebem esse tipo de fertilizante (Riskin *et al*., 2013). Esse resultado confirma a nossa segunda hipótese de que as plantas de cobertura avaliadas aumentaram a eficiência dos fertilizantes de P nesse sistema, e é reforçada pelos resultados de trabalhos anteriores, como o de Luz *et al*. (2023) que demonstra que essas mesmas plantas de cobertura aumentaram a produtividade do milho, principalmente em comparação a área pousio (dados não mostrados).

Dentre as plantas de cobertura, o milheto apresentou respostas positivas na absorção e disponibilização de P em frações lábeis e intermediárias, principalmente associado ao FR. Essa resposta pode estar associada ao seu sistema radicular fasciculado que promove uma maior superfície de contato com o solo que provavelmente são uma fonte de deposição orgânica (Arruda *et al*., 2021). Alguns estudos revelam que o milheto apresentou maior comprimento de raiz quando comparado a outras gramíneas (Janegitz; Martins; Rosolem, 2017). Além disso, outros autores o caracterizam como uma espécie que altera a arquitetura das raízes sob limitação

de P (Faye *et al*., 2006). O sistema radicular das plantas de cobertura aumenta a exploração do solo, principalmente sob sistema de plantio direto que preservam as raízes das culturas (Arruda *et al*., 2021). Nossos resultados são reforçados pelas respostas na absorção de P por essa planta sob FR, com uma média superior a todas as outras plantas, sugerindo eficiência no uso de P do solo, aumentando a disponibilidade no sistema. No estudo de Arruda *et al*. (2021) as espécies de braquiária e milheto, foram capazes de aumentar a absorção de P quando comparado às leguminosas. Além disso, esse estudo mostrou que o milheto apresentou alta densidade de esporos micorrízicos no solo, podendo estimular e aumentar a atividade de fungos micorrízicos arbusculares, que por meio das suas redes de hifas, podem contribuir com o acesso ao P presente no solo (Hallama *et al*., 2019). Foloni *et al*. (2008) consideram o milheto como uma das plantas de cobertura mais importantes de ambientes tropicais, especialmente por sua capacidade de reciclar P em curto intervalo de tempo. Pavinato; Merlin; Rosolem (2008) estudaram o P na solução de lixiviação de diferentes culturas e demonstraram encontrar substancialmente os ácidos cítrico e acético no milheto, e o consideraram como uma das culturas mais eficientes para reduzir o P na solução. O ácido cítrico, compõem dois e três carboxilatos e grupos hidroxila adicionais, constituindo competidores mais fortes pelos sítios de adsorção de P do solo tornando esse P mais disponível (Guppy *et al*., 2005).

A fração moderadamente disponível pode agir como uma fonte de liberação lenta de P para as plantas, repondo o P disponível (Soltangheisi *et al*., 2018). Nossos resultados mostraram que os teores da fração intermediária de P aumentou de forma relevante nas duas safras e em todas as fontes, especialmente sob aplicação de FR. Essa observação pode ser associada com os altos teores de P ligado a Ca dessa fonte extraído por HCl, que pode extrair também compostos poucos solúveis de P ligado a Ca ou superfícies de óxidos negativos (Hedley *et al*., 1982). A fonte de fosfato natural reativa também apresentou maior capacidade de aumentar o P lábil no sistema, como também observado por Pavinato *et al*. (2017), já que a solubilidade do SPS é maior, mas em relação aos teores de P lábil no solo, o FR foi capaz de liberar quantidades superiores no mesmo período, também relatado por Soltangheisi *et al*. (2018). Pela alta solubilidade do SPS, maiores quantidades de P podem ter sido disponibilizados ao solo no mesmo período, que se associam também a maior eficiência de uso do P nessa fonte pelas plantas de cobertura, entretanto, o P que não foi absorvido pelas plantas pode facilmente ter interagido quimicamente com o solo e ficou indisponível, isso porque o Pi, sofre um processo rápido de precipitação ou adsorção no solo, resultando na sua transformação em frações de menor labilidade, essas frações são menos disponíveis para serem absorvidas pelas plantas (Luz e Brito, 2022).

Como esperado, os fertilizantes fosfatados aumentaram significativamente todas as frações de P do sistema, do sistema, especialmente nas camadas superficiais, assim como foi demonstrado por Pavinato; Merlin; Rosolem (2008) em relação às frações de P inorgânico lábeis e moderadamente lábeis, que aumentaram até a camada de 10-15 cm do solo com a fertilização fosfatada. O aumento com os fertilizantes na fração lábil, principalmente após o segundo ano e na camada inicial, em todos os tratamentos com plantas de cobertura (incluindo o pousio), formou uma escala decrescente de P no perfil do solo. A mesma tendência foi observada por Soltangheisi *et al*. (2020) e Teles *et al*. (2017) que também constataram que maiores teores de P foram imobilizados na camada superficial do solo, e que mesmo sem a adição de P, essa fração pode se acumular na superfície do solo em sistemas de plantio direto. Tiecher *et al*. (2012) explicam que a tendencia de plantio direto, a aplicação de fertilizantes fosfatados na superfície do solo e os aspectos de mínima mobilidade do P no sistema, justificam essa escala. Todavia, o acúmulo de P nas camadas mais superficiais do solo pode comprometer os processos de absorção pelas plantas, isso porque os primeiros centímetros iniciais do solo são os primeiros a secar, devido à drenagem natural e a evaporação de água, limitando os processos de absorção e difusão pelas plantas (Tiecher *et al*., 2023). Além disso, segundo Pavinato *et al*. (2017) ainda são inconclusivas as inferências sobre a contribuição para a ciclagem do P quando os resíduos das plantas de cobertura que ficam na superfície para aumentar a proteção do solo, podendo limitar a decomposição da matéria orgânica e, portanto, limitar o potencial de contribuir para a absorção de P na cultura seguinte.

2.4.2 Contribuição das fontes de P e plantas de cobertura para as frações orgânicas de P

Todas as frações de P do solo podem potencialmente fornecer P às plantas, enquanto a contribuição dessas frações depende do histórico de fertilização com P (Gatiboni e Condron, 2021). Nossa pesquisa mostrou que as frações orgânicas de P nos reservatórios intermediários e não lábeis pelo cultivo de plantas de cobertura apresentaram um aumento significativo em relação ao teor inicial, principalmente nos primeiros 10 cm, tendo em vista que esse pool de P é menos suscetível à adsorção por óxidos de Fe e Al (Pavinato *et al*., 2017). As respostas das plantas de cobertura dependem das espécies utilizadas e de outros parâmetros associados. Arruda *et al*. (2021) com plantas de cobertura de verão, mostraram que as coberturas alteram as frações de P, aumentando o reservatório orgânico, já os resultados de Tiecher *et al*., (2012), com plantas de inverno, não revelaram efeito das plantas de cobertura no aumento dessa fração no solo.

Na primeira safra, as plantas aumentaram o teor de Po mod-lábil em comparação ao teor inicial em mais de três vezes, assumindo que nas duas safras, houve acúmulo de palhada proveniente principalmente das plantas de cobertura no sistema de semeadura direta. O implemento desse sistema a longo prazo promove aumento de matéria orgânica do solo e de P disponível para a planta (Tiecher *et al*., 2023). O aumento nessa disponibilidade de P ocorre com a devolução do P imobilizado ao sistema pela decomposição e porque a matéria orgânica interage com o P no solo por meio de ácidos orgânicos como ácidos húmicos e fúlvicos, que podem competir com íons P pelos locais de sorção do solo (Alamgir; Marschner, 2013) diminuindo os processos de adsorção de P, aumentando assim a sua disponibilidade.

Nas camadas superficiais do solo, *C. spectabilis* aumentou quase três vezes o teor da fração orgânica comparado ao pousio mesmo sem adição de P, e em quatro vezes sob FR, já a *C. juncea* apresentou uma média 40 mg kg^{-1} superior às demais plantas sob SPS. Estudos demonstram que o cultivo de crotalária aumenta o carbono orgânico do solo (COT) nas camadas superficiais (Luz *et al*., 2023; Rigon e Calonego, 2020). O COT estimula a produção de ácido orgânico, que está positivamente correlacionado com o pool de frações orgânicas degradáveis (Rheinheimer *et al*., 2019), que podem ser convertidas em frações inorgânicas pela mineralização. De acordo com Hallama *et al*. (2019) e Tiecher *et al*. (2012) o cultivo contínuo de cobertura aumenta a atividade da fosfatase, responsável pela mineralização do Po, e é particularmente alta em solo cultivado com leguminosas, afetando assim o acúmulo de Po e modulando a biodisponibilidade de P.

Os processos de disponibilização de P por fontes orgânicas dependem da disponibilidade de P no solo (Gatiboni e Condron, 2021). Evidenciamos que os reservatórios de Po aumentaram nas duas safras em relação ao teor presente no solo inicialmente, quando foi aplicado P. Arruda *et al*. (2021) relataram que as plantas de cobertura foram capazes de aumentar o P orgânico em todas as camadas, mesmo as mais profundas. Mas quando comparamos entre as safras o Pi mod aumentou e o Po mod foi esgotado após o segundo ano de avaliação, principalmente onde não houve fertilização. Essa tendência destaca que as plantas de cobertura podem ter aumentado o pool de Po em comparação ao teor inicial por meio da decomposição da sua palhada, entretanto, a necessidade desse elemento, já que não havia fertilização, pode ter forçado às plantas a acessarem e utilizar essa fração, causando essa diminuição entre as safras. A diminuição da fração Po entre safras pode indicar mineralização do Po, por maiores atividades microbianas e da enzima fosfatase (Prabhu; Borkar; Garg, 2019). Os autores destacam que sob baixa disponibilidade de P no solo, os reservatórios orgânicos podem suprir as demandas de Pi para a nutrição das plantas. Eles ainda consideram que essa

fração tampona o P do sistema em solos submetidos à aplicação baixa ou nenhuma aplicação de P.

Um contraponto foi que houve um aumento no pool de Pi mod, principalmente nas camadas iniciais, entre os anos. Esse aumento foi bem acentuado onde havia fertilização, como também foi visto por Gatiboni e Condron (2021), que destacaram que em solos adubados com altas doses de P, foram observados maiores estoques de Pi. Entretanto, não corrobora Ohm *et al*. (2017) que relata que quanto maior a disponibilidade de P no solo, maior será o esgotamento de Pi e menor será a contribuição do Po.

2.4.3 Efeito a curto prazo no P não disponível e residual do sistema

A distribuição proporcional do P do solo em reservatórios com diferentes labilidades depende da quantidade de P aplicada, da absorção de P pela biomassa colhida, do tipo de solo e do manejo (Soltangheisi *et al*., 2018). Entre as safras, a média do P total do solo aumentou somente ~4 mg kg^{-1}, considerando haver mudanças nos reservatórios do elemento no sistema. Alguns autores sugerem que que algumas frações de P no solo podem não ser quantificadas pois não são dissolvidas por ácidos (Syers *et al*., 1967). Onde foi aplicado FR, foi observado maior teor de P total do solo após a segunda safra. Como a FR é uma fonte de liberação gradual, pode ter havido efeito cumulativo do P aplicado. Soltangheisi *et al*. (2018) relataram que o uso contínuo de fosfato natural gerou um aumento significativo no P residual do solo.

O P não lábil representou a maior parte do P total nas duas safras, entre elas, houve um aumento de ~15% no reservatório. O P não lábil pode conter Pi e Po que são resistentes à decomposição e é muito improvável que essas frações sejam acessadas pelas plantas, por sua baixíssima solubilidade ou baixas taxas de mineralização (Gatiboni e Condron, 2021). Após a segunda safra houve um aumento substancial de P não lábil no sistema, especialmente onde foi aplicado P; no entanto, as plantas de cobertura não exploraram o P da segunda adubação, isso porque a segunda adubação foi aplicada somente após a dessecação destas. Isso reflete que não houve imobilização do P aplicado na segunda adubação pelas plantas de cobertura, e o P que não foi absorvido pelo milho, migrou com maior facilidade para reservatórios mais recalcitrantes.

Quando não havia plantas de cobertura, o pool das frações mais recalcitrantes foi estimado em um aumento de mais de 30% em comparação ao teor apresentado pelas plantas, na camada até 10 cm na primeira safra. Já com a aplicação dos fertilizantes, nas duas camadas, a *C. juncea* e o guandu, foram as plantas que mais aumentaram o P não lábil no solo. Sob SPS,

o guandu aumentou o conteúdo de P não lábil e na safra seguinte, diminuiu (Material suplementar). Alguns estudos mostram que essa espécie seria capaz de usar essas frações de P menos lábeis e armazená-las na sua biomassa (Kamh *et al*., 1998), e esse aumento seria resultado da decomposição dos seus resíduos com P armazenado. Além disso liberam ácido pirídico na rizosfera, solubilizando principalmente o P ligado a óxidos de Fe ($FePO_4$) por meio da quelação do ferro, isso pode indicar que essa espécie pode ter sido eficiente em acessar o P de frações pouco disponíveis.

Após duas safras, as maiores quantidades de P não lábil total, especialmente nas primeiras camadas e na mais profunda, foram determinados nos pousios para SPS e FR, sugerindo que mesmo com aplicação de adubação fosfatada quando não há cobertura vegetal no solo, pode haver um aumento nos reservatórios de P não lábil no sistema. Entre as safras, na camada de 10-20 cm todas as plantas, exceto feijão-de-porco, diminuíram o P não lábil do solo em todas as fontes, especialmente associado ao FR. Pavinato *et al*. (2017) relataram que as plantas de cobertura reduzem as frações de P mais recalcitrantes do solo, sem afetar as frações disponíveis. Essas observações indicam que essas plantas, por suas raízes profundas, podem ter conseguido reciclar o P em camadas e devolver para a superfície, uma vez que houve um aumento substancial no pool desse reservatório na camada superficial. Isso se explica porque uma das estratégias dessas plantas para interceptar e absorver P correspondem ao aumento das cerdas das raízes em quantidade, forma ou espessura para garantir maior exploração do volume do solo (Zhang *et al*., 2014).

2.5 CONCLUSÕES

O efeito das plantas de cobertura foi influenciado principalmente pelas fontes de P. As plantas de cobertura avaliadas foram capazes aumentar o P disponível quando não foi aplicado fertilizante na primeira safra, mas esgotaram essa fração na safra seguinte. Elas se mostraram bastante eficientes na ciclagem de nutrientes absorvendo P e devolvendo ao sistema para o milho. Também foram capazes de absorver P de frações menos lábeis nas camadas mais profundas e acumulá-lo na superfície pela decomposição da sua palhada. O acúmulo de Po na superfície do solo foi potencializado principalmente por *C. spectabilis* e *C. juncea*. Além disso, algumas plantas conseguiram utilizar a fração orgânica moderadamente lábil no ambiente sem adubação de P.

As plantas aumentaram a eficiência de uso de P e a maior proporção foi alcançada com a aplicação do SPS em comparação com a FR. No entanto, o maior acúmulo e liberação das frações de P se deram sob FR. Associado ao FR, o milheto foi umas das plantas mais eficientes na disponibilização de P em frações lábeis e intermediárias, principalmente comparando com os tratamentos sem cobertura e foi uma das principais a absorver P do sistema. Essa planta também se mostrou eficiente em aumentar a fração moderadamente lábil.

REFERÊNCIAS

ALAMGIR, M.; MARSCHNER, P. Changes in phosphorus pools in three soils upon addition of legume residues differing in carbon/phosphorus ratio. **Soil Research**, v. 51, n. 6, p. 484-493, 2013.

ARRUDA, B. *et al*. Cover crop species and mycorrhizal colonization on soil phosphorus dynamics. **Rhizosphere**, v. 19, p. 100396, sept. 2021.

CAIXIAN TANG, R. Y. F. C. R. Factors affecting soil acidification under legumes. II. Effect of phosphorus supply. **Crop and Pasture Science**, v. 49, p. 657–664, 1998.

CHAVARRÍA, D. N. *et al*. Effect of cover crops on microbial community structure and related enzyme activities and macronutrient availability. **European Journal of Soil Biology**, v. 76, p. 74–82, sept. 2016.

CONDRON, L. M.; GOH, K. M.; NEWMAN, R. H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by 31P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, v. 36, n. 2, p. 199–207, june1985.

CORDELL, D.; WHITE, S. Life's Bottleneck: sustaining the world's phosphorus for a food secure future. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 39, n. 1, p. 161–188, 17 oct. 2014.

DAMON, P. M. *et al*. Crop residue contributions to phosphorus pools in agricultural soils: A review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 74, p. 127–137, 1 july 2014.

DOYDORA, S. *et al*. Accessing Legacy Phosphorus in Soils. **Soil Systems**, v. 4, n. 4, p. 74, 18 dec. 2020.

FAYE, I. *et al*. Characterizing root responses to low phosphorus in Pearl Millet [*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br.]. **Agronomy Journal**, v. 98, n. 5, p. 1187–1194, sept. 2006.

FIXEN, P. E. Worldwide reserves of nutrients from fertilizers. **Informações Agronômicas**, n. 126, p. 8–14, 2009.

FOLONI, J. S. S. *et al*. Aplicação de fosfato natural e reciclagem de fósforo por milheto, braquiária, milho e soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1147–1155, june 2008.

GATIBONI, L. C. *et al*. Plant uptake of legacy phosphorus from soils without P fertilization. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 119, n. 1, p. 139–151, 1 jan. 2021.

GATIBONI, L. C.; CONDRON, L. M. A rapid fractionation method for assessing key soil phosphorus parameters in agroecosystems. **Geoderma**, v. 385, p. 114893, 1 mar. 2021.

GILBERT, N. The disappearing nutrient. **Nature**, v. 461, n. 7265, p. 716–718, 8 oct. 2009.

GUPPY, C. N. *et al*. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: a review. **Soil Research**, v. 43, n. 2, p. 189, 2005.

HALLAMA, M. *et al*. Hidden miners – the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. **Plant and Soil**, v. 434, n. 1–2, p. 7–45, 27 jan. 2019.

HANSEN, V. *et al*. Differences in cover crop contributions to phosphorus uptake by ryegrass in two soils with low and moderate P status. **Geoderma**, v. 426, p. 116075, nov., 2022.

JANEGITZ, M. C.; MARTINS, A. R. H.; ROSOLEM, C. A. Cover crops and soil phosphorus availability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 48, n. 10, p. 1240–1246, 31 may 2017.

LAMBERS, H. Phosphorus acquisition and utilization in plants. **Annual Review of Plant Biology**, v. 73, n. 1, p. 17–42, 20 may 2022.

LIMA, I. F. **Geografia de Alagoas**. São Paulo: Editora do Brasil S/A, 1965. (Coleção didática do Brasil, 14).

LUZ, J. H. S. da *et al*. Short-term agronomic and economic responses to the adoption of cover crops for corn rotation in the Brazilian Semiarid Region. **Sustainability**, v. 15, n. 20, p. 15091, 20 oct. 2023.

LUZ, J. H. S. da; BRITO, L. E. M. A eficiência do uso de fósforo pode ser melhorada com o uso de substâncias húmicas? Uma revisão. **Agri-Environmental Sciences,** v. 8, n. 2, p. 13, 21 dec. 2022.

MAT HASSAN, H.; HASBULLAH, H.; MARSCHNER, P. Growth and rhizosphere P pools of legume–wheat rotations at low P supply. **Biology and Fertility of Soils**, v. 49, n. 1, p. 41–49, 6 jan. 2013.

MOENS, C. et al. Mapping phosphorus availability in soil at a large scale and high resolution using novel diffusive gradients in thin films designed for x-ray fluorescence microscopy. **Environmental Science & Technology**, v. 58, n. 1, p. 440-448, 18 dec. 2023.

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

OHM, M. *et al*. Long-term negative phosphorus budgets in organic crop rotations deplete plant-available phosphorus from soil. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 37, n. 3, p. 1–9, 1 june 2017.

OLIVEIRA FILHO, J. DE S.; PEREIRA, M. G. Analyzing the research on phosphorus fractions and phosphorus legacy in soil: a bibliometric analysis. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, n. 9, p. 3394–3405, 30 sept. 2020.

PAVINATO, P. S. *et al*. Effects of cover crops and phosphorus sources on maize yield, phosphorus uptake, and phosphorus use efficiency. **Agronomy Journal**, v. 109, n. 3, p. 1039–1047, may 2017.

PAVINATO, P. S. *et al*. Map of total phosphorus content in native soils of Brazil. **Scientia Agricola**, v. 78, n. 6, 2021.

PAVINATO, P. S.; MERLIN, A.; ROSOLEM, C. A. Organic compounds from plant extracts and their effect on soil phosphorus availability. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 10, p. 1379–1388, oct. 2008.

RHEINHEIMER, D. DOS S. *et al*. Phosphorus distribution after three decades of different soil management and cover crops in subtropical region. **Soil and Tillage Research**, v. 192, p. 33–41, 1 sept. 2019.

RIGON, J. P. G. *et al*. Intensive crop rotations and residue quality increase soil phosphorus lability under long-term no-till in tropical soils. **Soil and Tillage Research**, v. 223, p. 105446, 1 sept. 2022.

RIGON, J. P. G.; CALONEGO, J. C. Soil carbon fluxes and balances of crop rotations under long-term no-till. **Carbon Balance and Management**, v. 15, n. 1, p. 19, 16 dec. 2020.

RODRIGUES, M. *et al*. Tillage systems and cover crops affecting soil phosphorus bioavailability in Brazilian Cerrado Oxisols. **Soil and Tillage Research**, v. 205, p. 104770, jan. 2021.

SCHOUMANS, O. F. *et al*. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. **Science of The Total Environment**, v. 468–469, p. 1255–1266, jan. 2014.

SOLTANGHEISI, A. *et al*. Changes in soil phosphorus lability promoted by phosphate sources and cover crops. **Soil and Tillage Research**, v. 179, p. 20–28, june 2018a.

SOLTANGHEISI, A. *et al*. Cover cropping may alter legacy phosphorus dynamics under long-term fertilizer addition. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, 11 feb. 2020.

SYERS, J. K. *et al*. The significance of apatite inclusions in soil phosphorus studies. **Soil Science Society of America Journal**, v. 31, n. 6, p. 752–756, 1 nov. 1967.

TELES, A. P. B. *et al*. Do cover crops change the lability of phosphorus in a clayey subtropical soil under different phosphate fertilizers? **Soil Use and Management**, v. 33, n. 1, p. 34–44, mar. 2017.

TEIXEIRA, P. C.; CAMPOS, D. V. B. de; SALDANHA, M. F. C. Fósforo disponível. *In*: TEIXEIRA, P. C. *et al*. (ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. cap.2. p. 203-208.

TIECHER, T. *et al*. Forms of inorganic phosphorus in soil under different long term soil tillage systems and winter crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 1, p. 271–282, feb. 2012.

TIECHER, T. *et al*. Soil phosphorus forms and fertilizer use efficiency are affected by tillage and soil acidity management. **Geoderma**, v. 435, p. 116495, july 2023.

WITHERS, P. J. A. *et al*. Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports 2018 8:1**, v. 8, n. 1, p. 1–13, 7 feb. 2018.

ZHANG, L. *et al*. Large-scale screening maize germplasm for low-phosphorus tolerance using multiple selection criteria. **Euphytica**, v. 197, n. 3, p. 435–446, 19 jun. 2014.

3 PLANTAS DE COBERTURA E FONTES DE P MODULAM EXOENZIMAS DE AQUISIÇÃO DE C, N E P E A MULTIFUNCIONALIDADE DO SOLO EM CURTO PRAZO

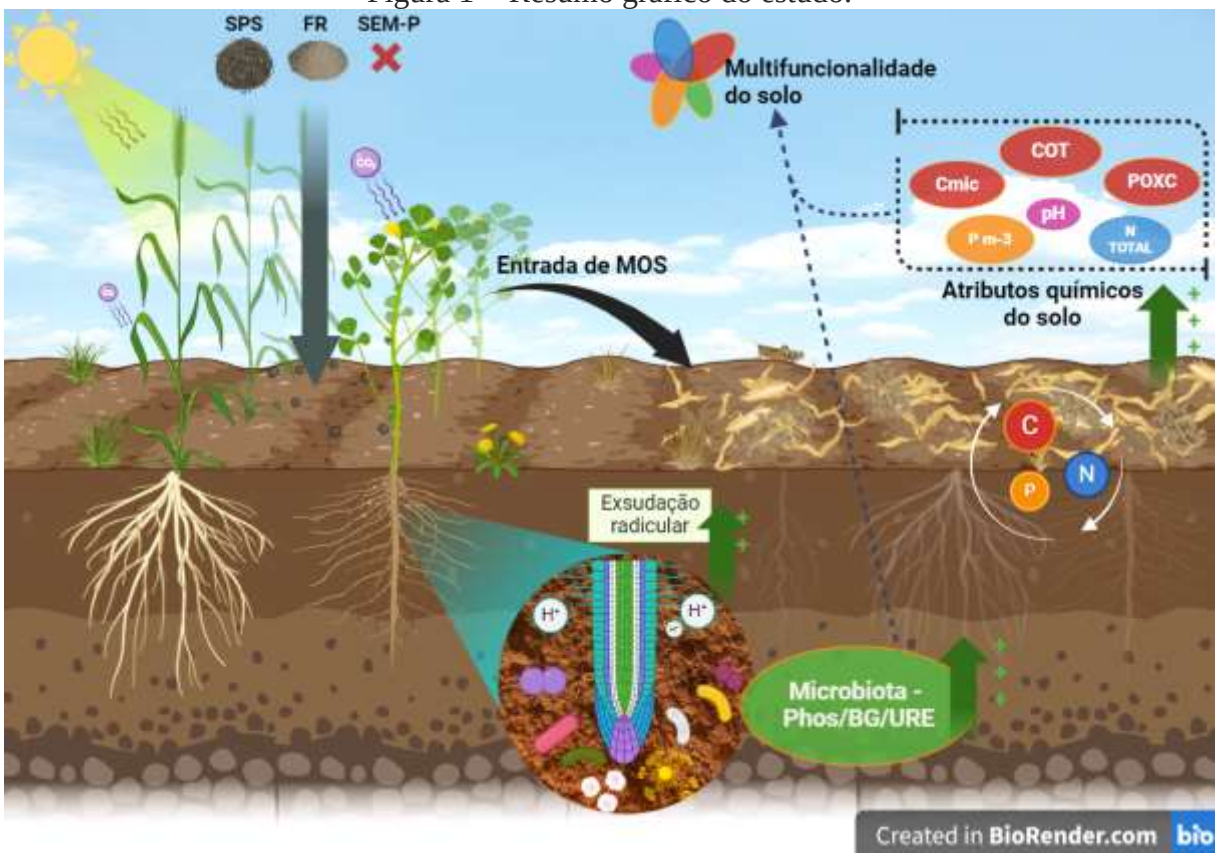
RESUMO

O solo é um recurso fundamental e é crucial gerir a sua qualidade para aumentar a produtividade agrícola e a qualidade ambiental. A introdução de plantas de cobertura nos sistemas agrícolas têm sido cada vez mais recomendado como uma estratégia de manejo benéfica à biologia e funcionamento do solo. Compreender os fatores que afetam a atividade das enzimas no solo é fundamental para melhorar a qualidade do solo e sua multifuncionalidade. Nós investigamos os efeitos das plantas de cobertura e fontes de P no desempenho da atividade enzimática, propriedades químicas e na multifuncionalidade do solo. O estudo foi conduzido em Alagoas, Nordeste do Brasil. O design experimental foi em blocos casualizados, com três repetições, em esquema fatorial 3x7. O primeiro fator constituiu as fontes de fosfato: solúvel (SPS), reativo (FR) e sem fósforo (Sem-P). O segundo fator foi representado pelas plantas de coberturas: *Crotalária juncea*, *Crotalária spectabilis*, *Cajanus cajan*, *Dolichos lablab*, *Canavalia ensiformis*, *Pennisetum glaucum* e um tratamento sem cobertura (pousio). Determinou-se a atividade das enzimas fosfatase ácida, β-glicosidase e urease, o carbono da biomassa microbiana, os atributos químicos do solo e calculou-se a multifuncionalidade do solo. As plantas de cobertura modularam as atividades enzimáticas de aquisição de C, N e P e melhoraram os atributos químicos do solo. De modo geral, as leguminosas apresentaram respostas mais positivas comparadas à gramínea. A aquisição de P foi superior sob FR, especialmente com o lab lab. Resultados semelhantes com lab lab foram observados na aquisição de C e N, com maiores respostas na camada inicial (0-5 cm), embora a aquisição de N foi maior no Sem-P, mas não diferiu do pousio. As respostas mais efetivas das plantas de cobertura foram para aquisição de C, independente da fonte. A adição de P favoreceu a biomassa microbiana, independente da camada. No Sem-P, teores semelhantes ocorreram apenas em 0-5 cm, com forte perdas em 5-10 cm. De modo geral, apenas *C. juncea* e milheto não diferiram do pousio. O pousio diminuiu a multifuncionalidade do solo, foi negativo independente das fontes P, e as melhores respostas ocorreram com feijão de porco e *C. spectabilis*. Desta forma, as plantas de cobertura modularam a atividade enzimática do solo, melhorando os atributos químicos, além de ativar a multifuncionalidade do solo.

Palavras-chave: fosfatase ácida; saúde do solo; diversidade de plantas; agricultura sustentável.

GRAPHICAL ABSTRACT

Figura 1 - Resumo gráfico do estudo.



Fonte: A autora (2024).

COVER CROPS AND P SOURCES MODULATE C, N AND P ACQUISITION EXOENZYMES AND SOIL MULTIFUNCTIONALITY IN THE SHORT TERM

ABSTRACT

Soil is a key resource and it is crucial to manage its quality to increase agricultural productivity and environmental quality. The introduction of cover crops in agricultural systems has been increasingly recommended as a management strategy beneficial to soil biology and functioning. Understanding the factors that affect the activity of enzymes in the soil is key to improving soil quality and multifunctionality. We investigated the effects of cover crops and P sources on enzyme activity performance, chemical properties and soil multifunctionality. The study was conducted in Alagoas, Northeast Brazil. The experimental design was in randomized blocks, with three replications, in a 3x7 factorial scheme. The first factor was the phosphate sources: soluble (SPS), reactive (FR) and phosphorus-free (Sem-P). The second factor was represented by the cover crops: *Crotalaria juncea*, *Crotalaria spectabilis*, *Cajanus cajan*, *Dolichos lablab*, *Canavalia ensiformis*, *Pennisetum glaucum* and a treatment without cover (fallow). The activity of the enzymes acid phosphatase, β-glucosidase and urease, the carbon of the microbial biomass, the chemical attributes of the soil and the multifunctionality of the soil were determined. The cover crops modulated the enzymatic activities of C, N and P acquisition and improved the chemical attributes of the soil. In general, legumes showed more positive responses compared to grasses. The acquisition of P was superior under FR, especially with the lab lab. Similar results with lab lab were observed in C and N acquisition, with higher responses in the initial layer (0-5 cm), although N acquisition was higher in Sem-P, but did not differ from fallow. The most effective responses of the cover crops were for C acquisition, regardless of the source. The addition of P favored microbial biomass, regardless of the layer. In P-Sem, similar levels occurred only at 0-5 cm, with strong losses at 5-10 cm. In general, only *C. juncea* and millet did not differ from fallow. Fallow decreased soil multifunctionality, was negative regardless of P sources, and the best responses occurred with jack bean and *C. spectabilis*. In this way, the cover crops modulated the enzymatic activity of the soil, improving the chemical attributes, in addition to activating the multifunctionality of the soil.

Key-words: acid phosphatase; soil health; plant diversity; agricultural sustainability.

3.1 INTRODUÇÃO

O solo é um recurso fundamental e é crucial gerir a sua qualidade para aumentar a produtividade agrícola e a qualidade ambiental (Shah e Wu, 2019). A produção agrícola é um desafio em ambientes com alterações climáticas, especialmente sob manejo de solos arenosos (Silva *et al*., 2020). Práticas agrícolas como manejo do solo, rotação de culturas, cultivo de plantas de cobertura e uso de fertilizantes modificam as características do solo (Calonego *et al*., 2017). O sistema de semeadura direta sob o cultivo de plantas de cobertura, pode trazer diversos benefícios ao solo, incluindo aumento no estoque de matéria orgânica do solo (MOS) e a melhoria da saúde do solo devido ao seu potencial de incremento de C e N (Thapa *et al*., 2021). Os benefícios da utilização de plantas de cobertura são observados mais rapidamente sob manejo de plantio direto devido às taxas reduzidas de decomposição residual quando comparado ao cultivo convencional (Blanco-Canqui *et al*., 2015). Os resíduos das plantas de cobertura podem aumentar a disponibilidade de nutrientes e afetar a dinâmica do C e a fertilidade do solo (Adetunji *et al*., 2017), melhorando a eficiência da adubação, como fertilizantes fosfatados (Kuo *et al*., 2005) e o aumento da atividade microbianas do solo (Blanco-Canqui *et al*., 2015). A microbiota é a principal responsável pela exsudação de exoenzimas importantes do solo, degradam moléculas orgânicas complexas em moléculas simples, aumenta a disponibilidade de nutrientes (Almeida; Naves; Mota, 2015), ainda são bons indicadores da qualidade e funcionalidade do solo, já que sua atividade é refletida na condição do solo (Adetunji *et al*., 2017). Apesar dos diversos benefícios associados, a prática de utilização de plantas de cobertura pode ser um desafio principalmente em ambientes com recursos limitantes, onde as suas respostas vão depender de características como solo, condições climáticas e fertilidade do solo (Acharya; Ghimire; Acosta-Martínez, 2024; Blanco-Canqui *et al*., 2015).

O desempenho do solo em fornecer múltiplas funções simultaneamente é tido como conceito principal para a multifuncionalidade do solo (Manning *et al*., 2018). Estudos recentes demonstram evidências de que a microbiota do solo pode ser o principal ponto de apoio à multifuncionalidade do ecossistema (Luo *et al*., 2018) e as plantas de cobertura podem ter impacto na funcionalidade microbiana, responsável por importantes serviços ecossistêmicos do solo (Tsiafouli *et al*., 2015). No entanto, o impacto da introdução de plantas de cobertura cultivadas sob fontes distintas de P na atividade microbiana, ciclagem de nutrientes e a sua relação com a na multifuncionalidade do solo não foi suficientemente compreendido. Com o

objetivo de contribuir para preencher essa lacuna, caracterizamos a multifuncionalidade do solo (por meio da atividade de múltiplas enzimas extracelulares e de atributos químicos do solo). Alguns estudos abordam o índice de multifuncionalidade do solo pelo cálculo de múltiplas atividades enzimáticas, relacionadas aos ciclos do C, N e P para avaliar o funcionamento do solo (Luo *et al*., 2018). As enzimas extracelulares são caracterizadas como indicadores biológicos do solo, uma vez que são fáceis de medir, são sensíveis ao estresse ambiental e reagem rapidamente às mudanças no manejo da terra (Almeida; Naves; Mota, 2015). A β-glicosidase e as fosfatases são duas das quatro enzimas aceitas pelo USDA NRCS como indicadores da atividade microbiana geral para avaliação da saúde do solo (Sinsabaugh *et al*., 2008). A β-glicosidase é a enzima envolvida no ciclo de carbono, com papel crucial na decomposição da MOS, a enzima urease está envolvida na ciclagem do nitrogênio, enquanto a atividade da enzima fosfatase está envolvida na ciclagem do P (Adetunji *et al*., 2017; Malobane *et al*., 2020). As fosfatases (monoéster hidrolases fosfóricas) são classificadas como fosfatase ácida ou alcalina pelo seu pH ideal (George *et al*, 2018).

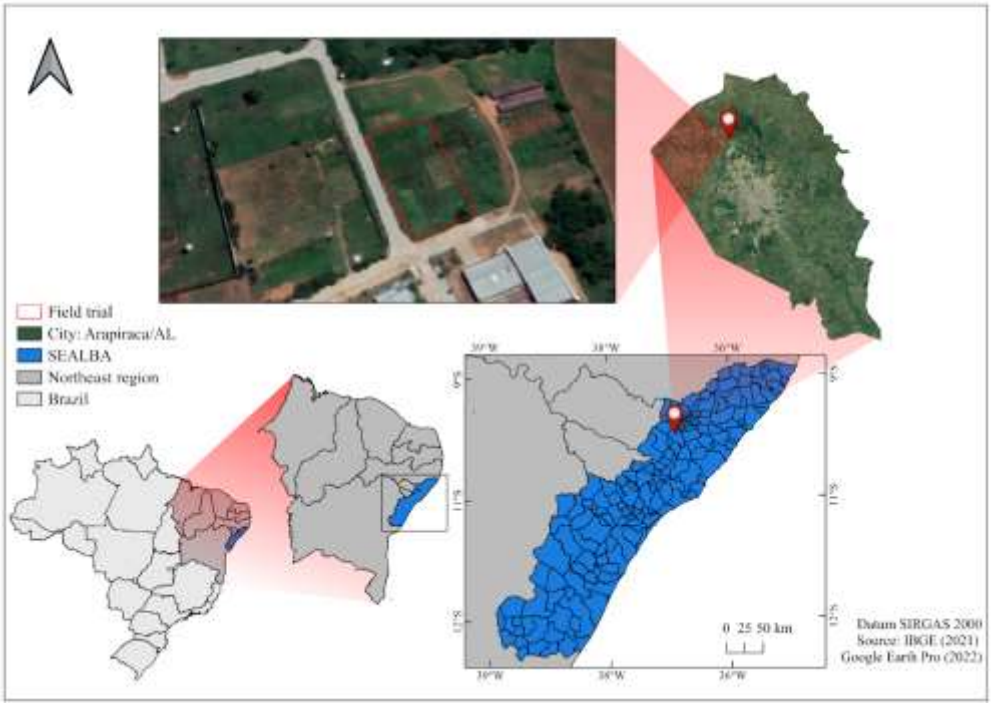
Nossas hipóteses são que: (i) as enzimas de aquisição de C, N e P são moduladas pela entrada de plantas de cobertura no sistema e (ii) as plantas de cobertura associadas às fontes de P podem aumentar a multifuncionalidade do solo. Para testar nossas hipóteses, nosso objetivo foi avaliar os efeitos das plantas de cobertura e fontes de P na atividade enzimática, atributos químicos e na multifuncionalidade do solo em um sistema de cultivo conservacionista.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Local de coleta e amostragem de solo

As amostras foram coletas em um experimento instalado na área experimental da Universidade Federal de Alagoas, *Campus* Arapiraca localizada nas coordenadas geográficas 9°42'00"S, 36°41'12"W e altitude de 324 m. O município de Arapiraca está situado região do agreste sub-úmido, com clima do tipo As’, segundo a classificação climática de Koppen e precipitação anual média de 850 mm (Lima 1965). A localização da região está representada na figura 2.

Figura 2 - Localização da região de Arapiraca- AL, com enfoque na área experimental da UFAL campus Arapiraca, Alagoas - Brasil.



Fonte: A autora (2024).

O solo da área experimental é classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (Santos *et al*., 2018), com 70% de areia. A área foi cultivada com hortaliças, forragens e plantas de cobertura desde 2009, e em 2021 a área é cultivada anualmente sem a mobilização do solo, iniciando um processo de manejo conservacionista de longo prazo, com a semeadura do milho sendo realizada diretamente sobre os resíduos das plantas de cobertura.

3.2.2 Delineamento estatístico e tratamentos

O delineamento estatístico foi em blocos casualizados, em um esquema fatorial (3x7) com parcelas subdivididas, com três repetições. A parcela principal corresponde às fontes de *P*, constituída por (fosfato natural reativo (FN, 4% de P solúvel e 13% de P total), fosfato solúvel (SPS, superfosfato simples com 18% de P solúvel) e um controle sem aplicação de P (Sem-P)). A subparcela foi representada por seis plantas de cobertura (*Crotalária juncea, Crotalária spectabilis, Cajanus cajan* (guandu), *Dolichos lablab* (lab lab), *Canavalia ensiformis* (feijão-de-porco) e *Pennisetum glaucum* (milheto)) e um pousio.

As fontes de P foram aplicadas anualmente a lanço sem incorporação na dose de 44 kg ha^{-1} de P com base no P total, no ciclo das plantas de cobertura no primeiro ano e no segundo, na semeadura do milho. As plantas de cobertura foram semeadas manualmente no mês de abril

com espaçamento entre linhas de 0,25 m para o milheto e de 0,5 m para as outras espécies. A taxa de semeadura foi de 30 kg ha^{-1} para *C. juncea*, 15 kg ha^{-1} para *C. spectabilis*, 100 kg ha^{-1} para feijão de porco, 25 kg ha^{-1} para milheto, 40 kg ha^{-1} para guandu e lab lab. Durante o crescimento das plantas de cobertura, as plantas daninhas foram controladas por capina manual, não houve entradas de defensivos agrícolas ou fertilizantes, exceto P no primeiro ano.

Após 60 dias de cultivo das plantas de cobertura (na segunda quinzena de junho) houve o manejo de dessecação realizado com glifosato [N-(phosphonomethyl) glycine]. Em seguida, o milho híbrido (BM 990©) foi semeado com densidade de ~75 mil plantas ha^{-1} de forma mecanizada em semeadura direta sobre as plantas de cobertura. O espaçamento entre linhas foi de 0,80 m e 0,17 m entre plantas, e aplicado na linha de cultivo 30 kg ha^{-1} de N via sulfato de amônio (21% de N e 22% de S). A primeira adubação de cobertura do milho ocorreu no estádio V4, com 70 kg ha^{-1} de N (via ureia, 46% de N) e 20 kg ha^{-1} de K (via KCl, 58% de K), e a segunda em V7-8 com 50 kg ha^{-1} de N (via sulfato de amônio).

3.2.3 Amostragem de solo e análises

As amostras de solo foram coletadas no mês de novembro de 2022 nas camadas de 0-5 e 5-10 cm de profundidade em cada parcela. Estas amostragens foram sempre realizadas com três subamostras para compor uma amostra composta por parcela e posteriormente foram armazenadas a -4 ºC até as análises das enzimas microbianas utilizadas como biomarcadores.

3.2.4 Determinações enzimáticas (Fosfatase ácida, B-glicosidase e Urease)

A atividade da enzima fosfatase ácida (PhA) foi avaliada conforme (Tabatabai, 1994) baseado na determinação colorimétrica do p-nitrofenol formado após incubação com o substrato p-nitrofenil fosfato (PNP). O procedimento para a determinação das enzimas foi realizado com a pesagem de 1 g de solo, 4 mL de MUB pH 6,5 e 1 mL do substrato pNP em MUB pH 6,5 em tubos de ensaio levados para incubação no banho-maria por 1 hora a 37 ºC. Após a incubação foram adicionados 4 mL de NaOH 0,5 mol $^{-1}$ e 1 mL de $CaCl_2$ 0,5 mol $^{-1}$. Os extratos foram filtrados com papel filtro faixa azulem e posteriormente realizou-se as leituras de atividade enzimática em espectrofotômetro a 410 nm. O mesmo método foi usado para a avaliação da β-glicosidase (BG), porém utilizando o substrato p-nitrofenil β-D-glicopiranosídeo (pNG) e a solução de MUB com pH ajustado para 6,0. Além disso, após a incubação, adicionou-se 4 mL de solução THAM 0,1 mol com pH ajustado para 12 ao invés do NaOH 0,5 mol $^{-1}$,

como no caso da fosfatase. Devido aos seus curtos períodos de incubação (1 h), o tolueno foi omitido dos ensaios.

Cálculo para determinação da atividade das enzimas fosfatase ácida e β-glicosidase:

$$\frac{\text{pNP}}{\text{pNG}} = \frac{\left(Abs\ x\ \left(\frac{10\ mL}{Peso\ (g)}\right) x\ \left(\frac{Vol.final}{Vol.diluição}\right)\right)}{(\text{Fator de correção da curva})} \quad (1)$$

Fosf./ β-g (nmol pNF ou pNG g^{-1} $hora^{-1}$) = pNP/pNG da amostra - pNP/pNG do branco (2)

Em que: Abs: Absorbância; Peso: Peso da amostra em g; Vol. Final: Volume final da amostra e Vol. Diluição: Volume de diluição da amostra.

A determinação da urease (URE) foi de acordo com (Tabatabai e Bremner, 1972). A princípio pesou-se 3 g de solo em tubos de 100 mL e adicionou-se 9 mL da solução tampão THAM, pH 9 (Tris-hidroximetil aminometano) e após agitação adicionou-se 1 mL da solução 0,2 M de ureia PA. Os tubos tampados foram incubados a 37 °C em banho-maria por 4 horas, e após isso foi adicionado 40 mL da solução KCl-Ag_2SO_4 (solução Cloreto de potássio (2,5 M) + sulfato de prata 0,1 g L^{-1}). Para determinação de NH_4^+-N na suspensão de solo resultante, pipetou-se 10 mL do sobrenadante em tubos de 100 mL e adicionou-se 0,2 g de MgO, e para a destilação, adicionou-se 10 mL da solução de ácido bórico mais indicador, e destilou-se por 4 min. Após isso, houve a titulação com ácido sulfúrico (0,0025 M).

3.2.5 C da biomassa microbiana (Cmic)

O C da biomassa microbiana (Cmic) foi realizada pelo método de fumigação-extração conforme Vance *et al*. (1987) e foi determinado em dois conjuntos amostras de 10 g de solo cada (um conjunto de amostras sendo fumigada e outra não). O primeiro conjunto foi fumigado com clorofórmio isento de etanol em dessecador e no vácuo. Para a determinação do C da biomassa microbiana adicionou-se 30 mL da solução extratora K_2SO_4 0,5 mol L^{-1} e as amostras prosseguiram para agitação horizontal a 230 rpm por 30 min e por último houve a filtragem do sobrenadante em papel de filtragem lenta (faixa azul). Após a filtragem, pipetou-se 5 mL do sobrenadante, adicionando 2 mL de dicromato de potássio 66,7 mM e 15 mL de uma solução de mistura ácido sulfúrico/fosfórico PA (2:1). Para cada bateria de amostras foram adicionados um conjunto de 6 amostras controle "branco" (3 aquecidos e 3 frios). A mistura foi a banho-maria por 30 min a 100 ºC, após esfriar adicionou 10 mL de água destilada,7 gotas do indicador ferroína e as amostras foram tituladas com sulfato ferroso amoniacal padronizado 33,3 mM.

Os valores de carbono da biomassa microbiana são estimados a partir da equação:

$$\text{Cmic (mg kg}^{-1}) = \frac{(Vb-Vam)(molaridade\ sulf.ferroso)(3)(1000)(vol.extrator)}{(\text{vol.extrato}*)(peso\ do\ solo)} \quad (3)$$

Em que: *Volume utilizado para a determinação do carbono (mL); Vb = volume do branco (mL); Vam= volume da amostra (mL);

3.2.6 Atributos químicos do solo

O P disponível extraído por mehlich-3 (P-M3) foi determinado conforme o fracionamento químico proposto por (Gatiboni e Condron, 2021) com adaptações. Foi utilizado amostras de 0,5 g de solo com adição de 10 mL da solução extratora de Mehlich-3. As amostras foram agitadas por 5 min e centrifugadas por 15 min. Posteriormente foram determinadas por colorimetria, conforme (Murphy e Riley, 1962).

O pH foi determinado com pH digital em água (1:5). Os teores de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) do solo foram determinados via combustão seca em analisador elementar (LECO TruSpec). O carbono lábil (POXC - também referido carbono oxidável de permanganato) foi determinado seguindo o procedimento de (WEIL *et al*., 2003) com modificações. Em resumo, pesaram-se 2,5 g de solo seco ao ar em um tubo falcon com 20 mL de $KMnO_4$ 0,02 mol L^{-1} em $CaCl_2$ 0,10 mol L^{-1}. O tubo foi agitado por 2 minutos a 120 rpm e depois deixado em repouso por 10 minutos para continuar a reação de oxidação. Retirou-se 0,5 mL do sobrenadante e foi adicionado 49,5 mL de água destilada. As leituras foram realizadas espectrofotômetro a 550 nm (Abs).

O carbono lábil foi calculado de acordo com Weil *et al*. (2003):

$$\text{POXC (mg kg}^{-1}) = [0.02 \text{ mol L}^{-1} - (a + bz)] \text{ x } (9000 \text{ mg Cmol}^{-1}) \text{ x } \left(\frac{0{,}02\ L\ solução}{0{,}0025 \text{ kg solo}}\right) \quad (4)$$

3.2.7 Multifuncionalidade do solo

Para adquirirmos o índice de multifuncionalidade do solo (MFS) utilizamos os dados de nove parâmetros medidos, como referência às funções do solo (PhA, BG, URE, Cmic, COT, NT, POXC, PM-3 e pH). Para normalizarmos todas as funções usamos a transformação por escore Z e posteriormente, foi calculada a média para obter o índice de multifuncionalidade do solo de acordo com a abordagem de média (Delgado-Baquerizo *et al*., 2016; Wagg *et al*., 2014).

3.2.8 Análises estatísticas

A normalidade (teste Shapiro-Wilk) e homogeneidade da variância (teste Bartlett) foram verificadas para todas as variáveis, quando não atendidos estes pressupostos foram transformados por Anderson-Darling. Os resultados foram analisados por ANOVA de duas vias ($p \leq 0,05$) e as médias foram comparadas por de Scott knott ($p \leq 0,05$), desdobrando os fatores onde ocorreu interação significativa. As camadas foram analisadas de forma independentes para apresentamos um valor de DMS (diferença mínima significativa) por camada. As análises estatísticas foram realizadas no programa R® versão 4.3.1 com os pacotes "*ExpDes.pt"* e os gráficos foram plotados no SigmaPlot® versão 10.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Atributos químicos do solo

As plantas de cobertura influenciaram o carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total do solo na presença da adubação fosfatada (Tabela 1). Os maiores teores médios de COT foram obtidos sob SPS, no entanto, as plantas não afetaram os estoques na camada superficial, exceto lab lab e milheto que diminuíram o COT em 12 e 13%, respectivamente em relação ao pousio. Com aplicação de fosfato natural, *C. juncea*, guandu, lab lab e milheto, foram as plantas mais eficientes em aumentar os teores de COT do solo, com o lab lab alcançando ~2,3 g kg^{-1} a mais que o pousio, equivalente a 29%.

Tabela 1 - Atributos químicos do solo em duas profundidades do solo sob o cultivo de plantas de cobertura e fontes de P.

Plantas de Cobertura	COT (g kg^{-1})			NT (g kg^{-1})		
	Sem-P	SPS	FR	Sem-P	SPS	FR
			0-5 cm			
Pousio	7,64	8,87 a	7,72 b	0,54 C	0,83 Ab	0,71 Bb
C, juncea	8,16 B	10,28 Aa	9,07 Ba	0,52 C	0,97 Aa	0,80 Bb
C, spectabilis	7,84 B	9,22 Aa	7,70 Bb	0,52 C	0,87 Ab	0,73 Bb
Feijão de porco	8,02 B	9,34 Aa	7,82 Bb	0,56 B	0,85 Ab	0,78 Ab
Guandu	7,50 B	8,70 Aa	8,94 Aa	0,47 B	0,81 Ab	0,82 Ab
Lab lab	7,55 B	7,82 Bb	9,97 Aa	0,51 C	0,67 Bc	0,93 Aa
Milheto	6,72 B	7,68 Bb	8,90 Aa	0,39 B	0,72 Ac	0,83 Ab
Média	7,63	8,84	8,59	0,50	0,82	0,80
			5-10 cm			
Pousio	6,7	6,76 b	6,37	0,69	0,59 b	0,59 c
C, juncea	7,5	8,36 a	7,54	0,67	0,68 b	0,67 c
C, spectabilis	6,6 B	7,45 Ab	6,28 B	0,61 B	0,63 Bb	0,81 Ab
Feijão de porco	6,9 B	8,83 Aa	6,91 B	0,67 C	0,79 Ba	0,95 Aa
Guandu	6,7	6,30 b	7,17	0,61	0,62 b	0,67 c
Lab lab	6,9	6,60 b	6,53	0,74 A	0,63 Bb	0,56 Bc
Milheto	6,2	6,30 b	6,75	0,66	0,62 b	0,62 c
Média	6,8	7,23	6,79	0,66	0,65	0,70

Fonte: A autora (2024). As médias com letras maiúsculas na mesma linha indicam diferenças entre as fontes fosfatadas e minúscula na mesma coluna, as diferenças entre plantas de cobertura pelo teste de scott knott a 5% de probabilidade. (COT: Carbono orgânico total; NT: Nitrogênio total; P-M3: P mehlich-3 (P disponível); POXC: Carbono orgânico por permanganato de potássio – Sem-P: Sem aplicação de P; SPS: Superfosfato simples; FR: Fonte reativa). *As letras só foram adicionadas onde houve resultado significativo.

Na camada de 5-10 cm, dentre as coberturas, *C. juncea* e feijão de porco apresentaram os maiores teores de COT, com um acréscimo de 24 e 31%, respectivamente em comparação ao pousio, com aplicação de P via SPS. Com a *C. spectabilis* e o feijão de porco, os teores de COT foram maiores na fonte solúvel, com 7,45 e 8,83 g kg^{-1}, respectivamente, ficando abaixo 7 g kg^{-1} sem adição de P e na fonte reativa. Para o N total, os maiores teores foram para *C. juncea* (~0,97 mg kg^{-1}) na camada inicial, e feijão de porco (~0,79 g kg^{-1}) na camada inferior. Sob a fonte reativa, lab lab e feijão de porco expressaram os maiores teores de N total do solo, com uma média de 0,94 g kg^{-1}, 31% a mais que o pousio. Os teores de N total expressos por milheto (única gramínea no sistema) foram sempre inferiores ou iguais ao pousio.

Em geral, os níveis de pH do solo foram ácidos (~5,57), com o SPS apresentando os menores pH. A maioria das plantas deixaram o solo mais ácido, especialmente *C. juncea* (para todas as fontes), com um pH médio de 5,3 (Tabela 2). Para os resultados de fósforo disponível extraído por mehlich-3, as plantas de cobertura associadas às fontes de P promoveram interação significativa (p =0,001). Não houve efeito das plantas sob Sem-P e SPS, na camada de 0-5 cm (p>0,05), somente para FR. Milheto e *C. spectabilis* foram as plantas que apresentaram

concentrações superiores de P (100,7 e 85 mg kg^{-1}) de P disponível, 27% de acréscimo comparado ao pousio. Na profundidade de 5-10 cm, não houve influência das plantas.

Tabela 2 - Atributos químicos do solo em duas profundidades do solo sob o cultivo de plantas de cobertura e fontes de P.

Plantas de Cobertura	P-M3 (mg kg^{-1})			POXC (mg kg^{-1})			pH (H_20)		
	Sem-P	SPS	FR	Sem-P	SPS	FR	Sem-P	SPS	FR
				0-5 cm					
Pousio	29,3 B	63,6 A	67,6 Ab	415,9 Ab	411,6 Ab	236,8 B	5,8 Aa	5,3 Bd	5,8 Aa
C, juncea	25,9 B	66,1 A	57,6 Ab	402,4 Bb	513,3 Aa	306,2 C	5,6 Ab	5,0 Ce	5,3 Bc
C, spectabilis	32,7 B	76,0 A	84,9 Aa	443,4 Aa	478,4 Aa	278,3 B	5,6 b	5,6 b	5,6 b
Feijão de porco	39,3 B	68,0 A	68,3 Ab	456,7 Aa	479,3 Aa	296,7 B	5,6 Ab	5,5 Bc	5,4 Cc
Guandu	23,0 B	63,2 A	55,8 Ab	399,1 Ab	334,8 Bc	283,9 B	5,7 Aa	5,5 Cc	5,6 Bb
Lab lab	45,2	57,8	62,5 b	448,6 Aa	388,1 Bb	311,0 C	5,8 Aa	5,5 Bc	5,4 Cc
Milheto	26,4 C	68,8 B	100,7 Aa	362,2 Ab	406,0 Ab	257,5 B	5,8 Aa	5,8 Aa	5,4 Bc
Média	31,5	66,2	71,0	418,4	430,2	281,5	5,7	5,5	5,5
				5-10 cm					
Pousio	49,7 a	37,4	44,7 a	244,8 Aa	192,2 Bb	203,3 Bc	5,78 Aa	5,3 Bd	5,8 Aa
C, juncea	15,9 Bc	45,0 A	38,2 Ab	225,0 a	241,9 a	243,2 b	5,57 Ab	5,0 Ce	5,3 Bc
C, spectabilis	24,3 Bc	48,9 A	47,7 Aa	207,7 Ba	250,2 Aa	192,0 Bc	5,57 b	5,6 b	5,6 b
Feijão de porco	32,9 Bb	45,2 A	50,5 Aa	217,9 Ca	269,0 Ba	406,7 Aa	5,63 Ab	5,5 Bc	5,4 Cc
Guandu	17,9 Bc	49,8 A	30,2 Bb	161,7 Bb	183,1 Bb	420,7 Aa	5,74 Aa	5,5 Cc	5,6 Bb
Lab lab	33,9 b	37,0	31,5 b	224,5 a	195,2 b	201,9 c	5,81 Aa	5,5 Bc	5,4 Cc
Milheto	29,2 Bb	53,0 A	53,7 Aa	174,1 Bb	183,6 Bb	237,6 Ab	5,82 Aa	5,8 Aa	5,4 Bc
Média	29,1	45,2	42,4	208,0	216,5	272,2	5,7	5,5	5,5

Fonte: A autora (2024). As médias com letras maiúsculas na mesma linha indicam diferenças entre as fontes fosfatadas e minúscula na mesma coluna, as diferenças entre plantas de cobertura pelo teste de scott knott a 5% de probabilidade. (COT: Carbono orgânico total; NT: Nitrogênio total; P-M3: P mehlich-3 (P disponível); POXC: Carbono orgânico por permanganato de potássio – Sem-P: Sem aplicação de P; SPS: Superfosfato simples; FR: Fonte reativa). *As letras só foram adicionadas onde houve resultado significativo.

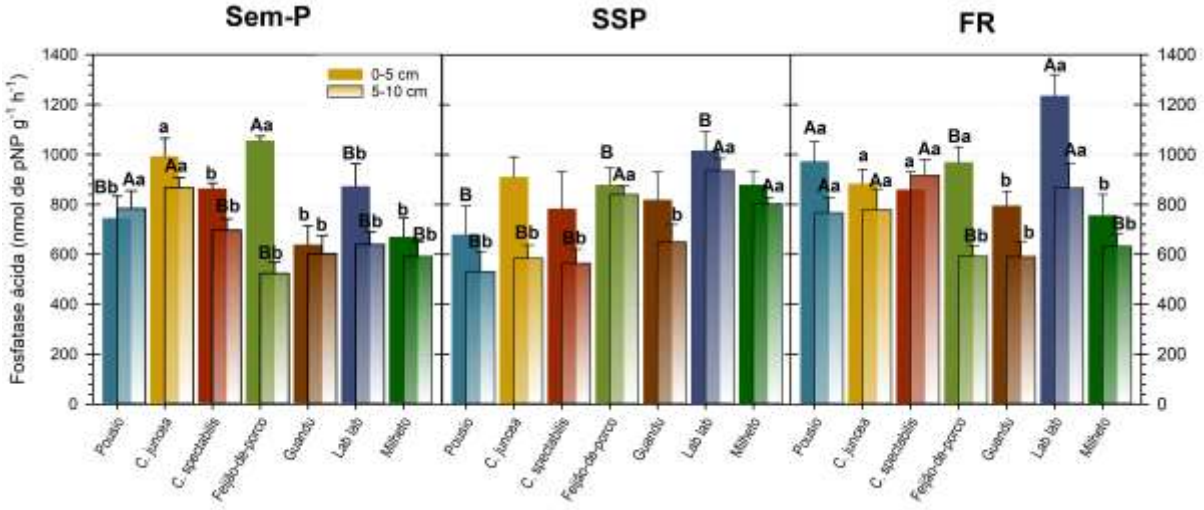
Os resultados do carbono oxidável por permanganato (POXC) foram significativos entre os fatores nas duas camadas analisadas (p=0,001). Os maiores valores para a POXC foram observados sob SPS na camada inicial e o Sem-P. Já para FR, esse valor caiu para metade. Dentre as plantas, C. spectabilis, feijão de porco, lab lab e *C. juncea*, apresentaram as maiores médias sob Sem-P e SPS. Não houve efeito significativo para FR. Na profundidade de 5-10 cm, *C. juncea*, C. spectabilis, feijão de porco e guandu, promoveram um aumento substancial de 24 % no SPS e mais de duas vezes sob FR, quando comprado ao pousio (Tabela 2).

3.3.2 Enzimas de aquisição de C, N e P do solo

A fosfatase ácida apresentou variações em sua atividade sob o manejo das plantas de cobertura e as fontes de P, demonstrando interação significativa (p<0,05) para todos os fatores estudados. A fosfatase ácida apresentou os maiores valores médios quando foi aplicado fosfato natural reativo nas duas profundidades avaliadas, 8% a mais que as outras fontes. Na camada

superficial, quando não houve aplicação de fertilizante, feijão de porco e *C. juncea* foram as plantas que promoveram maior atividade enzimática, com uma média de 1025 nmol pNP g^{-1} h^{-1}, 30% superior ao pousio (Figura 3). Curiosamente, o melhor desempenho de *C. juncea* foi no tratamento sem adição de P, nas duas camadas. A atividade da fosfatase no feijão de porco sob Sem-P foi superior às duas outras fontes.

Figura 3 - Atividade enzimática da fosfatase ácida no solo sob diferentes plantas de cobertura e fontes de P, em duas profundidades. Letras iguais maiúsculas entres as fontes fosfatadas e minúsculas entre as plantas de cobertura, não diferem entre si pelo teste de scott knott ($p \leq 0,05$).



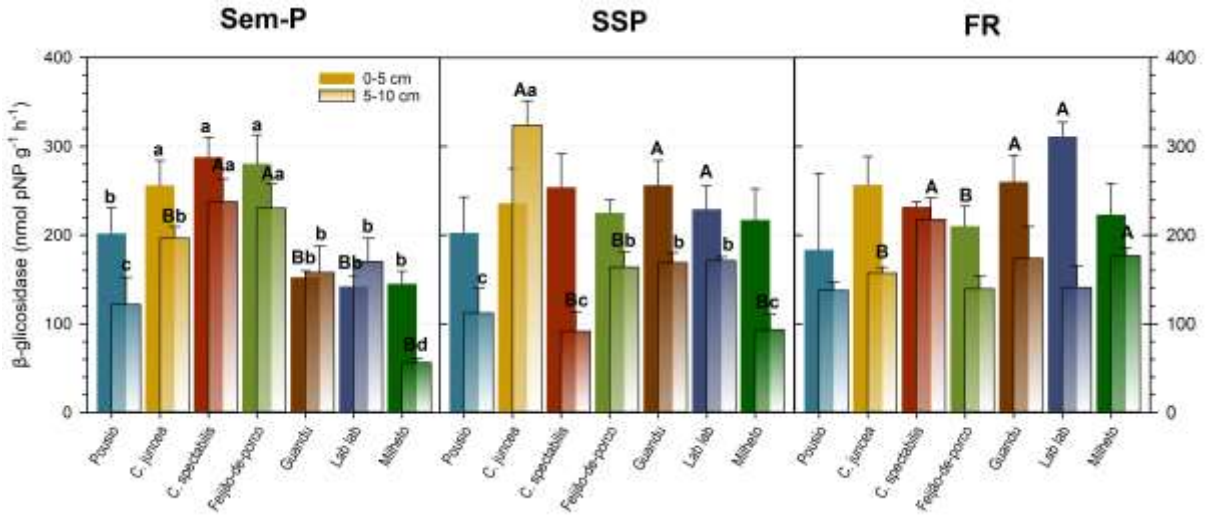
Fonte: A autora (2024). As letras só foram adicionadas onde houve resultado significativo.

As plantas sob SPS não apresentaram influência para a fosfatase na camada superficial (Figura 3). Na camada de 0-5 cm, os maiores valores de atividade foram para lab lab, milheto e feijão-de-porco, em média 860 nmol pNP g^{-1} h^{-1}. Já na FR, as plantas não influenciaram para aumento da atividade dessa enzima, pois as médias foram iguais ou inferiores às do pousio (Figura 3). O pousio apresentou atividade média elevada nas duas profundidades, com atividade inferior apenas para lab lab camada de 0-5 cm, no entanto, estatisticamente iguais (973 e 1235 nmol pNP g^{-1} h^{-1}, respectivamente). No contexto geral, guandu e milheto foram as plantas que apresentaram menor atividade da fosfatase (~751 nmol pNP g^{-1} h^{-1}), especialmente sob Sem-P e FR. Enquanto o maior valor de atividade foi associado ao lab lab (~928 nmol pNP g^{-1} h^{-1}).

De modo geral, para a β-glicosidase, na camada mais superficial (0-5 cm) apresentou valor de atividade superior à camada 5-10 cm, entretanto não houve influência das fontes de P, exceto para o guandu e lab lab, que apresentaram médias superiores com a aplicação de fertilizantes, ~44% a mais do que o tratamento Sem-P. Na camada de 5-10 cm, observamos que a atividade enzimática é modulada pela aplicação das fontes de P e pelas plantas de cobertura

($p \leq 0,05$). No Sem-P, as plantas responderam positivamente ao aumento da atividade microbiana quando comparado ao pousio. *C. juncea*, *C. spectabilis* e feijão de porco foram as principais plantas a influenciar o aumento da atividade dessa enzima (~275 nmol PNG g^{-1} h^{-1}), 27% a mais de atividade do que a área em pousio (Figura 4). A camada inferior seguiu a mesma tendencia, uma vez que *C. spectabilis* e feijão de porco apresentaram quase o dobro de atividade em comparação ao pousio (~234 nmol PNG g^{-1} h^{-1}). Milheto respondeu de forma negativa sob essa fonte, apresentando média inferior ao pousio nas duas profundidades. Sob SPS, não houve resposta das plantas de cobertura no aumento da atividade enzimática. *C. juncea* obteve destaque na camada de 5-10 cm (Figura 4), com uma média de atividade superior a todas as plantas e nas outras duas fontes, demonstrando uma média de 323 nmol PNG g^{-1} h^{-1}, mais que o dobro da atividade das outras plantas e quase três vezes a atividade do tratamento pousio. Nessa camada, *C. spectabilis* e milheto foram as plantas que apresentaram menor atividade enzimática, com média igual ao pousio. As plantas de cobertura não demonstraram qualquer influência no aumento da atividade enzimática quando associadas à FR (Figura 4C).

Figura 4 - Atividade enzimática da β-glicosidase no solo sob diferentes plantas de cobertura e fontes de P, em duas profundidades. Letras iguais maiúsculas entres as fontes fosfatadas e minúsculas entre as plantas de cobertura, não diferem entre si pelo teste de Scott knott ($p \leq 0,05$).

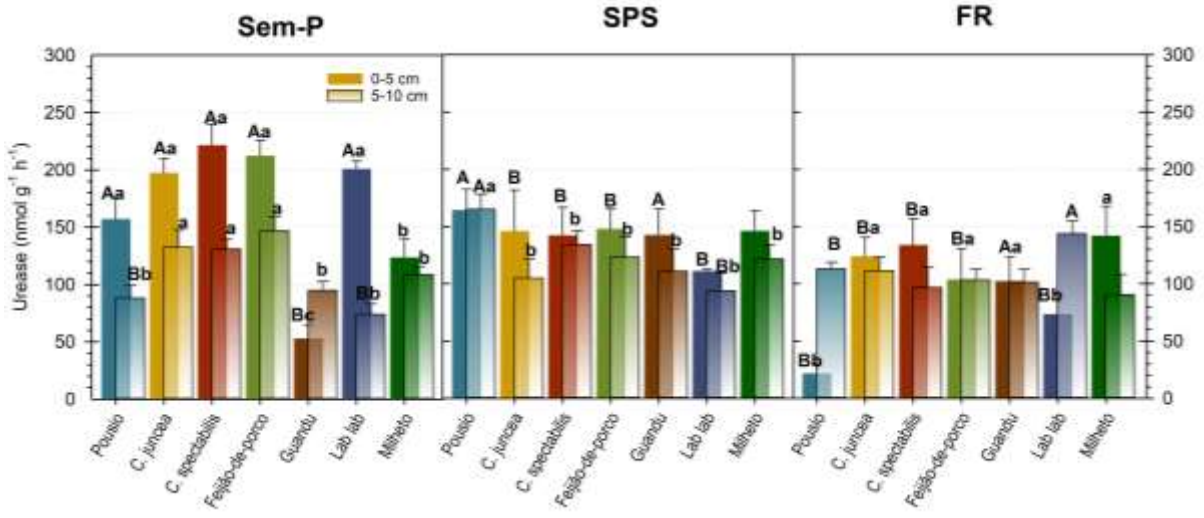


Fonte: A autora (2024). As letras só foram adicionadas onde houve resultado significativo.

A atividade da enzima urease, apresentou interação significativa entre os fatores e maiores respostas principalmente na camada superficial até 5 cm. Entre as fontes, a maior atividade foi observada no tratamento sem adubação fosfatada, seguida do fosfato solúvel, e a menor atividade entre as plantas foi para a fonte reativa. Com forte limitação de P as plantas não representaram influência no aumento da atividade dessa enzima, já que as médias foram

iguais ou inferiores às médias em pousio (Figura 5). Dentre as plantas, os valores de atividade média superior no sistema se concentraram na *C. juncea, C. spectabilis* e feijão de porco (~211 nmol g^{-1} h^{-1}) no tratamento Sem-P, superando todas as outras plantas. Na camada de 0-5 cm, feijão guandu apresentou médias inferiores ao pousio. Na camada de 5-10 cm, *C. juncea, C. spectabilis* e feijão de porco promoveram maior atividade da urease, 36% a mais comparado ao pousio. Já no SPS, as plantas não apresentaram resposta significativa para a camada superficial. Na camada de 5-10 cm, os valores médios mais elevados foram observados em pousio, superando todas as plantas (Figura 5). Entre as plantas, na adubação com FR, todas, com exceção do lab lab, promoveram atividade enzimática superior a área em pousio, com uma média de ~121 nmol g^{-1} h^{-1}, e uma diferença de mais de cinco vezes a atividade da urease em pousio (22 nmol g^{-1} h^{-1}). Já sob FR, as médias foram sete vezes menores comparado às duas outras fontes na camada superficial. Na camada de 5-10 cm, não houve resposta estatisticamente significativa para nenhuma das plantas avaliadas nessa camada (Figura 5).

Figura 5 - Atividade enzimática da urease no solo sob diferentes plantas de cobertura e fontes de P, em duas profundidades. Letras iguais maiúsculas entres as fontes fosfatadas e minúsculas entre as plantas de cobertura, não diferem entre si pelo teste de scott knott ($p \leq 0,05$).



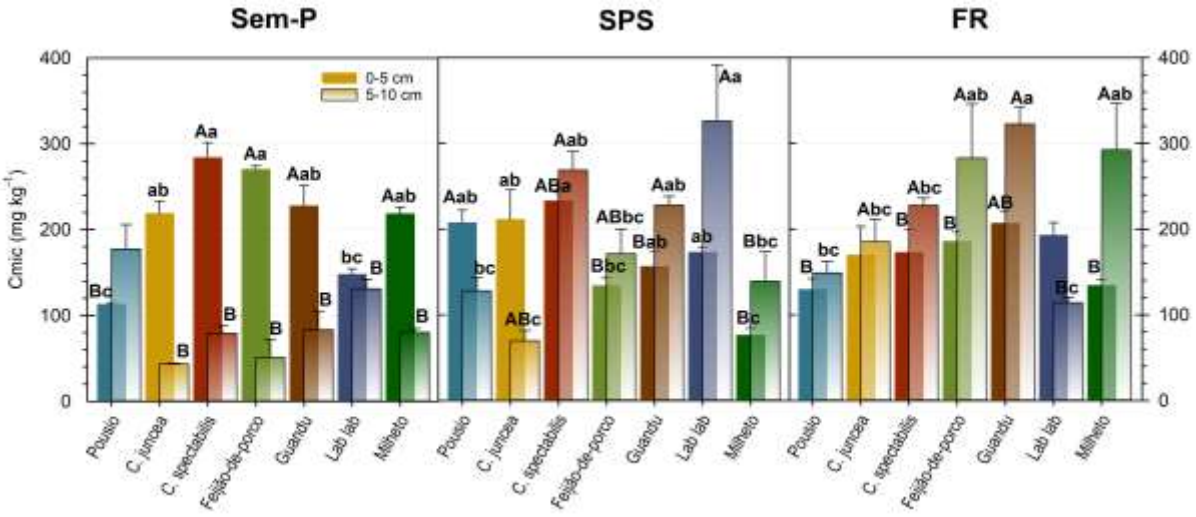
Fonte: A autora (2024). As letras só foram adicionadas onde houve resultado significativo.

3.3.3 Carbono da biomassa microbiana (Cmic)

As plantas de cobertura influenciaram positivamente o carbono da biomassa microbiana (Cmic) em todos os tratamentos. Curiosamente, as plantas de cobertura na camada superficial, aumentaram o Cmic sob limitação de P (Figura 6), a maior biomassa microbiana foi nessa camada. Inversamente, quando foi aplicado fertilizante, os maiores valores foram observados na camada de 5-10 cm (10 e 24 % de aumento para SPS e FR, respectivamente). Todas as

plantas, exceto lab lab, apresentaram médias superiores ao tratamento pousio no Sem-P, uma média de 244 mg kg^{-1} de biomassa microbiana. Não houve resposta significativa para a camada de 5-10 cm. Sob SPS, as respostas das plantas na camada de 0-5 cm foram estatisticamente iguais ou menores que o pousio. Explorando a camada de 5-10 cm, lab lab e guandu foram as plantas com concentração superior de Cmic para SPS e FR (326 e 323 mg kg^{-1}), respectivamente, e lab lab apresentou um incremento médio de mais de duas vezes o valor correspondente ao pousio. Por intervenção das fontes de P, a biomassa microbiana foi maior sob FR (P = 0,001). As plantas não promoveram modificações na primeira camada, no entanto, na camada de 5-10 cm, guandu apresentou mais que o dobro do valor de Cmic apresentado em pousio (Figura 6).

Figura 6 - Carbono da biomassa microbiana (mg kg^{-1}) sob diferentes plantas de cobertura e fontes de P, em duas profundidades. Letras iguais maiúsculas entres as fontes fosfatadas e minúsculas entre as plantas de cobertura, não diferem entre si pelo teste de scott-knott ($p \leq 0,05$)



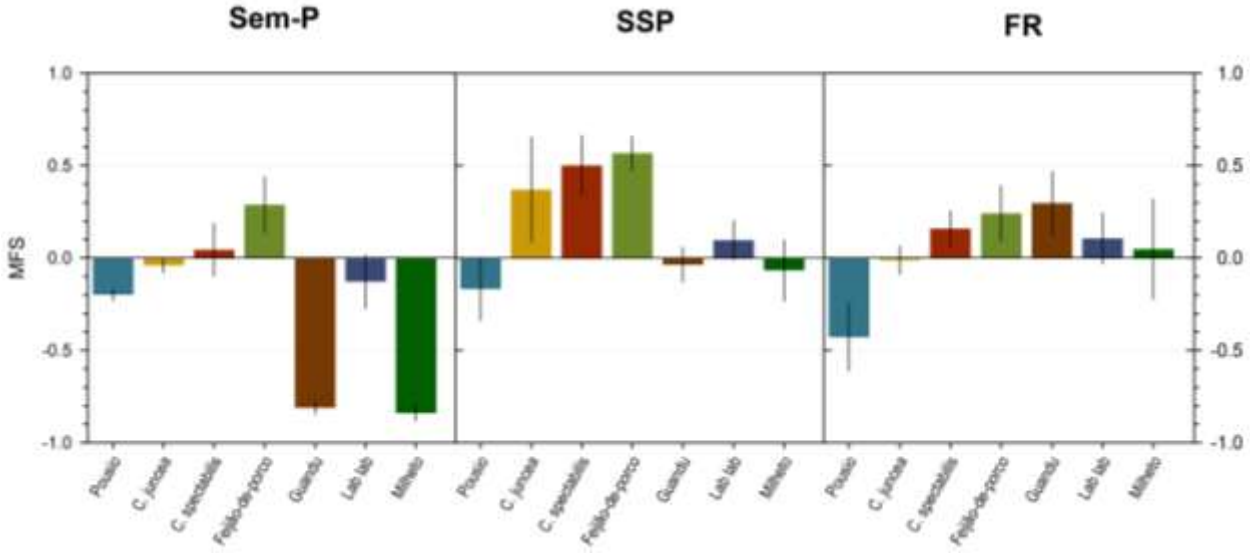
Fonte: A autora (2024). As letras só foram adicionadas onde houve resultado significativo.

3.3.4 Índice de multifuncionalidade do solo (MFS)

Foram empregadas múltiplas enzimas funcionais do solo e constituintes químicos para servir como serviços/funções ecossistêmicas do solo. Os impactos da introdução de plantas de cobertura e da aplicação de fontes de fertilizantes fosfatados na multifuncionalidade do solo também ficaram evidentes pela abordagem das médias (Figura 7). Sob limitação de P a MFS foi prejudicada, com forte correlação negativa também entre as plantas, como entre guandu e milheto nesse sistema de fertilização. A MFS foi maior nos solos manejados com fertilização, exibindo uma correlação positiva das funções do solo para quase todas as plantas avaliadas. Em

contraste, o pousio apresentou correlação negativa em todos os cenários, reduzindo a capacidade das funções do solo.

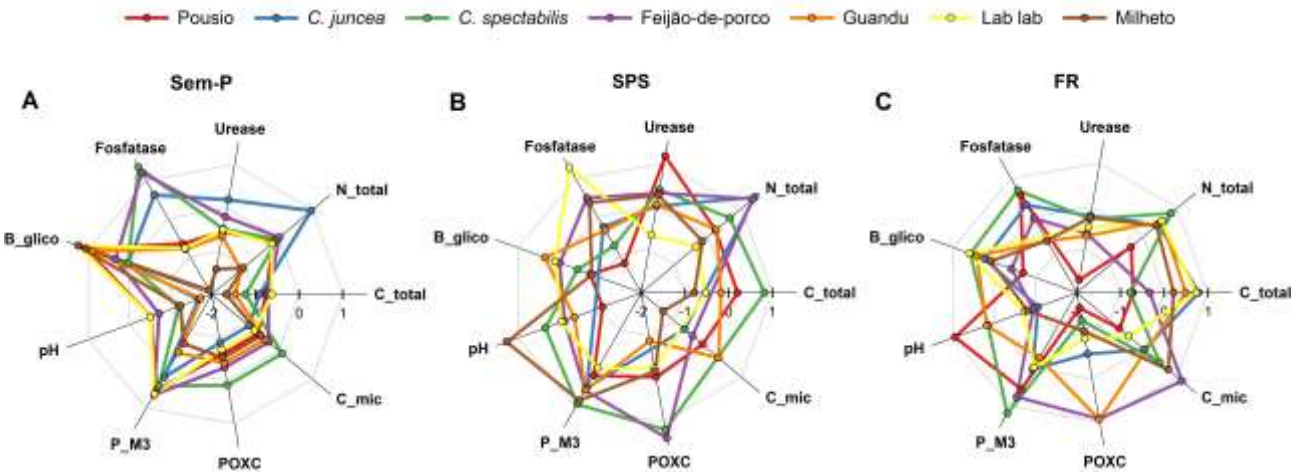
Figura 7 - Multifuncionalidade do solo sob diferentes plantas de cobertura e fontes de P (Sem-P: Sem fósforo; SPS: Superfosfato simples; FR: Fonte reativa) O Índice de MFS foi calculado com base na média do escore Z padronizado das três atividades enzimáticas e dos atributos químicos do solo.



Fonte: A autora (2024). As letras só foram adicionadas onde houve resultado significativo.

Dentro de cada uma das fontes, ressaltamos as correlações destrinchadas para cada parâmetro da multifuncionalidade do solo. As respostas da forte correlação negativa apresentada por guandu e milheto são resultado, principalmente de baixa atividade enzimática apresentado pelo tratamento com milheto, além de pH e C e N total o solo, para ambas, comprometendo assim as funções do solo. Com a aplicação de fertilizantes, as plantas apresentaram mais correlações positivas com os as variáveis de funções do solo. Principalmente para atividade enzimática e parâmetros relacionados a C, N e P do solo (Figura 8). As respostas para o pousio foram negativas em todos os cenários, especialmente associado a FR. Feijão de porco e *C. spectabilis* foram as plantas que responderam de forma mais positiva (Figuras 7 e 8).

Figura 8 - Gráfico de radar demonstrando as respostas relativas das propriedades químicas e biológicas do solo com base na média do escore Z padronizado, sob diferentes plantas de cobertura e fontes de P.



Fonte: A autora (2024). As letras só foram adicionadas onde houve resultado significativo.

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 A influência das plantas de cobertura na fertilidade do solo

As plantas de cobertura aumentaram as frações de COT, POXC e Cmic do solo. No geral, essas formas de C foram acumuladas na superfície do solo, como era esperado, devido às adições de biomassa na superfície e aumento da atividade microbiana associada ao aporte de resíduos. A fração lábil do carbono orgânico compreende principalmente biomassa microbiana (Zhang *et al*., 2021) e a POXC (Lucas e WeiL, 2021). As evidências dos benefícios das plantas de cobertura avaliadas no Cmic do solo se refletem nas baixas concentrações encontradas no pousio. Mesmo na ausência de fertilização, as plantas de cobertura se mostraram eficientes em estimular e aumentar a comunidade microbiológica do solo (Figura 6). Muitos estudos exploram os resultados das plantas de cobertura e mostram resultados no Cmic (King; Hofmockel, 2017; Malobane *et al*., 2020) além de C e N total em graus variados (Adhikari *et al*., 2024). Outros estudos como o de Acharya *et al*. (2024) mostram que em avaliações anuais o cultivo de plantas de cobertura em ambientes semiáridos, favoreceram o aumento de COT, Cmic, MOAC (C orgânico associado a minerais) e POC (C orgânico particulado).

A matéria orgânica do solo (MOS) é estimada de acordo com o conteúdo de COT, que é diretamente relacionado a diversas funções do solo (Lucas e Weil, 2021). De forma geral, é relatado que mesmo pequenos aumentos no COT e na MOS, podem trazer benefícios ecossistêmicos, uma vez que a decomposição da MOS proporciona melhorias na estrutura e funcionamento do solo e na disponibilidade de nutrientes para as culturas (Janzen, 2015;

Poulton *et al*., 2018). Estudos demonstram que o COT e o Cmic são sensíveis a alterações de gestão e manejo, como o incremento de plantas de cobertura e uso da terra (Grandy e Robertson, 2007). Entretanto, embora o COT seja de elevada importância para o funcionamento do solo, ele não é um parâmetro tão positivo para monitorar os efeitos do manejo na funcionalidade do solo, porque esses efeitos podem levar anos para serem percebidos nos resultados de COT (Padarian *et al*., 2022). Dessa forma, o C oxidável do solo com permanganato de potássio (POXC) foi relatado como um indicador relevante da fração lábil do COT que é sensível às mudanças ocasionadas pelo manejo do solo no que diz respeito ao teor de C do solo (Lucas e Weil, 2021) podendo nos revelar informações da saúde e funcionamento do solo diante do manejo adotado.

Uma meta-análise de Blanco-Canqui *et al*. (2015) relatou que as plantas de cobertura aumentam os estoques de C orgânico do solo (0,1–1 Mg ha^{-1} ano^{-1}). Alguns estudos destacam maiores concentrações de COT e N total promovidos por plantas de cobertura não leguminosas (Ghimire *et al*., 2019; Thapa *et al*., 2022), o que não se alinha aos nossos resultados, pois de maneira geral, as culturas leguminosas se mostraram mais eficientes no aumento de teores de COT e N total do solo. Inclusive as respostas do milheto para o N total do solo foram limitadas e abaixo até do tratamento sem cobertura vegetal. Esse ponto se caracteriza tendo em vista que materiais vegetais com alta relação C:N contêm compostos mais recalcitrantes e se decompõem mais lentamente que aquelas com proporções mais baixas, como é o caso das leguminosas (Dahal *et al*., 2020; Thapa *et al*., 2021).

No entanto, alguns autores apontam que os benefícios das plantas de cobertura sobre o COT do solo não são tão longos em climas semiáridos, (Blanco-Canqui *et al*., 2015). Isso porque, fatores como composição química, microbiota e condições ambientais de temperatura e precipitação controlam a decomposição dos resíduos alterando a disponibilidade de nutrientes, especialmente, C e N (Puttaso *et al*., 2011). Outros estudos relatam que o C orgânico lábil e o N provenientes das plantas de cobertura se acumularam de forma curta em regiões quentes e secas, uma vez que altas temperaturas do solo podem ter conduzido para uma rápida mineralização da MOS (Thapa *et al*., 2022). Além disso, a textura do solo também é um fator influente e acaba por alterar as concentrações de COT, uma vez que a argila do solo tem capacidade de proteger e armazenar o COT do solo, podendo deixar disponível por mais tempo no sistema (Hassink e Whitmore, 1997). Em contrapartida, os solos arenosos, assim como o nosso, que constituem 70% de areia, proporcionam menos área de superfície capaz de estabilizar o COT e menos proteção à MOS, tanto química quanto fisicamente, do que solos

argilosos, por essa razão, a decomposição de C em solos arenosos são mais rápidas do que em solos com predominância de argila (Lucas e Weil, 2021).

O cultivo de plantas de cobertura alterou o pH da solução do solo. O pH da solução do solo é modificado pelas plantas de cobertura pela exsudação de H+ ou OH^-/HCO_3 (Hallama *et al*., 2019). Nossos resultados demonstraram que a maiorias das plantas utilizadas, deixaram o solo mais ácido, e a principal delas foi a *C. juncea* (pH 5,3). Em linha com nossos resultados, Acharya *et al*. (2024) relataram que as plantas de cobertura alteraram o pH do solo ao longo dos anos e relataram, o pH do solo como uma propriedade preditora do armazenamento de COT. Além disso, outros autores categorizam o pH do solo como forte indicador da saúde do solo no semiárido, com efeito na disponibilidade de nutrientes e na regulação da produção de biomassa (Thapa *et al*., 2022). Essa mudança no pH do solo com a adição de ácidos orgânicos pode ser expressiva quando os ácidos são derivados de resíduos vegetais (Pavinato e Rosolem, 2008).

3.4.2 Plantas de cobertura e fontes de P modulam a atividade microbiana a curto prazo

A atividade microbiana é um fator primordial entre os processos que levam a matéria orgânica do solo à disponibilidade de nutrientes para as plantas (Blanco-Canqui *et al*., 2015). Os resíduos das plantas de cobertura têm diferentes taxas de degradação, e podem variar em quantidade e qualidade e fornecem energia para a comunidade microbiana do solo (Acharya; Ghimire; Acosta-Martínez, 2024; Blanco-Canqui *et al*., 2015). Nossos resultados revelaram que a atividades das enzimas de aquisição de C, N e P foram moduladas pelas plantas de cobertura e revelaram atividade mais elevada no solo com aplicação de fertilizante. Apenas urease demonstrou maior atividade no tratamento sem adubação de P. Neste estudo, as atividades enzimáticas foram fortemente correlacionadas com a disponibilidade de múltiplos recursos. Essas enzimas desempenham um papel essencial na ciclagem de nutrientes e podem ser influenciadas por fatores como conteúdo de matéria orgânica (Silva *et al*., 2024), catalisando e aumentando diversas reações bioquímicas (Gianfreda, 2015). O carbono orgânico do solo, fator crucial para os processos bioquímicos do solo (Jia *et al*., 2022), aumentou com a adição de fertilização mineral, e as plantas foram capazes de aumentar a concentração de COT sob FR. As plantas não influenciaram na atividade da β-glicosidase sob FR, que curiosamente foi a fonte que apresentou atividade mais elevada e elevado teor de COT. É possível que o carbono proveniente dos resíduos culturais não estivesse disponível para as necessidades metabólicas

da microbiota nessa fonte, fazendo com que houvesse maior excreção de BG para disponibilizá-lo, resultando assim em maior atividade (Ahmed *et al*., 2017).

Algumas plantas também conseguiram aumentar a atividade enzimática, principalmente a β-glicosidase, na camada superficial. Essa resposta era esperada por essa camada ser a mais energética do solo, com maiores valores de ciclagem de nutrientes, pela deposição de resíduos na superfície e pela fertilização. Nossos resultados estão alinhados aos estudos de Carlos *et al*. (2023) que relataram que plantas de cobertura aumentaram a atividade da β-glicosidase e urease, o COT e os estoques de N em um cultivo de arroz irrigado. Plantas e microrganismos são capazes de excretar estas enzimas (fosfatase ácida e β-glicosidase) em resposta à disponibilidade de P e C (Ahmed *et al*., 2017). Além disso, de acordo com Zheng *et al*. (2015) a atividade da fosfatase e da β-glicosidase é regulada principalmente pela adição de N. Essa observação se reflete claramente nos nossos resultados de N total do solo, que teve sua maior entrada por meio de *C. juncea* e lab lab, que foram também os tratamentos com maior atividade de BG. Nosso trabalhou mostrou que as leguminosas tiveram mais sucesso no que se refere à potencial enzimático em comparação à gramínea, uma vez que o milheto foi uma das plantas que apresentaram respostas baixas a excreção de BG. Já a *C. juncea* que é uma leguminosa (baixa relação C:N) que produz elevada biomassa, proporciona facilidade na mineralização de nutrientes, como alimento para diversos microrganismos do solo (Dahal *et al*., 2020), promoveu o aumento da atividade da β-glicosidase no sistema solo, principalmente associada a SPS. Um estudo realizado por Liang *et al*. (2014) no sudoeste dos EUA demonstrou atividades mais altas de β-glicosidase em tratamentos com leguminosas como plantas de cobertura.

A função da fosfatase no ciclo do fósforo está ligada aos processos de escassez desse nutriente, atuando nos processos de mineralização do P orgânico, ou seja, a atividade dessa enzima está relacionada com baixos teores de P inorgânico do solo (Janes-Bassett *et al*., 2022), que não corrobora os resultados encontrados no nosso trabalho. Como há uma associação inversa entre a atividade da fosfatase e a quantidade de P disponível no solo (Zheng *et al*., 2015), esperávamos encontrar maior atividade dessa enzima sob o tratamento sem aplicação de P, no entanto, apesar de muito próximos, os maiores valores de atividade média foram nos tratamentos com fertilização de P, com maior concentração sob FR, que pode se justificar por ser uma fonte de liberação gradual. Além disso, o teor de fósforo disponível estava em maiores concentrações sob FR (Figura 3). Nesta linha, outros estudos também demonstraram efeito positivo no P disponível na atividade da fosfatase, como Jiang *et al*. (2022) e uma meta-análise de Luo *et al*. (2019).

Sob o cultivo de milheto encontramos quantidades mais reduzidas na atividade da fosfatase. Alguns estudos discutem que as plantas de cobertura podem alterar o pH do solo para níveis mais favoráveis para a atividade da fosfatase e outras atividades enzimáticas, além disso, a exsudação málica por essas plantas, pode aumentar significativamente a disponibilidade de P na solução do solo (Pavinato *et al*., 2008; Tarafdar; Claassen, 1988). Há relatos de que à medida que o pH do solo aumenta, a atividade da fosfatase ácida diminui (Dick *et al*., 2000). Isso se alinha aos nossos achados, uma vez que o milheto aumentou o pH do sistema mais que o pousio (Tabela 2). Curiosamente, o milheto foi o tratamento que apresentou maior quantidade de P disponível (100,7 kg ha^{-1}), uma vez que a atividade da fosfatase pode ser inibida pelo aumento do P disponível (Nakayama *et al*. 2021). Além disso, alguns estudos afirmam que leguminosas exsudam quantidades superiores de fosfatases no solo em comparação às gramíneas, que se justifica pelo fato que leguminosas necessitam de mais fósforo nos processos de fixação simbiótica (Makoi e Ndakidemi, 2008). Um outro ponto pode ser atrelado à essa resposta é a quantidade de N total do sistema, que se apresentou de maneira deficiente no tratamento com milheto. A redução na atividade de enzimas extracelulares pode ser atribuída ao menor teor de nutrientes, como N (Silva *et al*., 2024). Dessa forma, suponha-se que a fosfatase necessite de uma quantidade substancial de N, uma vez que foi demonstrado por alguns trabalhos que a fertilização com nitrogênio melhora a atividade da fosfatase em solos ácidos (Almeida *et al*., 2015; Zheng *et al*., 2021).

A atividade da enzima urease não demonstrou limitação na ausência de fertilização, onde a maior atividade foi observada quando não houve fertilização de P. As plantas de cobertura resultaram em maior atividade da urease, principalmente as leguminosas, como *C. juncea, C. spectabilis*, feijão de porco e lab lab, assim como foram promotoras de maiores concentrações de N total. Estudos recentes demonstram achados semelhantes, como o de Cai e Zhao (2024) que relataram que a integração de leguminosas em um sistema de cultivo de arroz, alterou diversos parâmetros do solo, incluindo o N total. Outros estudos mostram que no sistema de plantio direto sob plantas de cobertura a atividade da urease aumentou em ~41% (Carlos *et al*., 2023b) e 16% maior sob PD (Malobane *et al*., 2020). Essa observação também foi vista por outros autores como Adetunji *et al*. (2017), que afirmam que atividade da urease pode indicar que as práticas de manejo melhoram o metabolismo microbiano e a ciclagem do nitrogênio, e consideram que o aumento na atividade de urease pode se relacionar com aumento do COT e N. Curiosamente, com a entrada de adubação via SPS, as plantas responderam igual ao pousio e com FR, apesar de demonstrarem atividade superior ao tratamento sem cobertura, a atividade dessa enzima caiu para a metade.

3.4.3 Alterações na multifuncionalidade do solo

Os resultados dos componentes do solo que foram avaliados revelaram benefícios da adoção das plantas de cobertura, reforçando um viés da importância dessas plantas para a saúde e o funcionamento do solo. Como um indicador dos serviços funcionais do solo, a multifuncionalidade do solo (MFS) foi fortemente alterada pelos tipos de fertilização, como apresentado na figura 7. Nessa linha, destacamos que as plantas de cobertura avaliadas potencializaram o aumento da multifuncionalidade do solo quando receberam suprimento nutricional adequado, todavia, as estratégias de fertilização de P foram essenciais para o aumento da multifuncionalidade do solo. Com a aplicação de fertilizantes, as plantas apresentaram mais correlações positivas, especialmente para atividade enzimática e componentes relacionados a ciclagem de nutrientes (C, N e P). O estudo de Jia *et al*. (2022) destacou que os principais impulsionadores da multifuncionalidade do solo foram C, N e P do solo e a biomassa microbiana, mas que a fertilização mineral não afetou a multifuncionalidade do ecossistema do solo.

As respostas positivas da introdução de plantas de cobertura para aumento da MFS e as respostas das correlações negativas do cultivo em pousio sob todas as fontes, apoiam nossa segunda hipótese de que plantas de cobertura são capazes de aumentar os serviços funcionais do solo. Os resultados de Li *et al*. (2023) revelam que as plantas de cobertura promoveram maior multifuncionalidade do solo, relacionando a diferença na composição química dessas plantas que é diferente da cultura comercial. Diversos autores também destacam o importante papel dos resíduos de plantas de cobertura no aumento e manutenção da saúde do solo, como Thapa *et al*. (2022) que indicaram que a mistura de espécies de cobertura pode melhorar a resiliência e saúde do solo, e Acharya *et al*. (2024) que destacaram que essas plantas poderiam melhorar a saúde do solo, aumentando comunidades bacterianas e fúngicas, além de aumentar o COT do solo, mesmo em condições de seca.

As respostas da forte correlação negativa apresentada por guandu e milheto no tratamento sem fertilização são caracterizadas, principalmente, pelos resultados de baixa atividade enzimática apresentado pelo milheto, além de baixos teores de C e N total do solo, para ambas, comprometendo assim as funções do solo. As gramíneas, como o milheto, são compostos de resíduos culturais recalcitrantes, com elevada relação C:N e uma mineralização mais lenta cobrindo a superfície do solo (Janegitz *et al*., 2017) o que leva a imobilização do N pela biomassa microbiana (Gabriel, 2011). Isso se justifica porque pela baixa decomposição dos resíduos é acompanhada pela alta exigência de N pelos microrganismos, que ficará

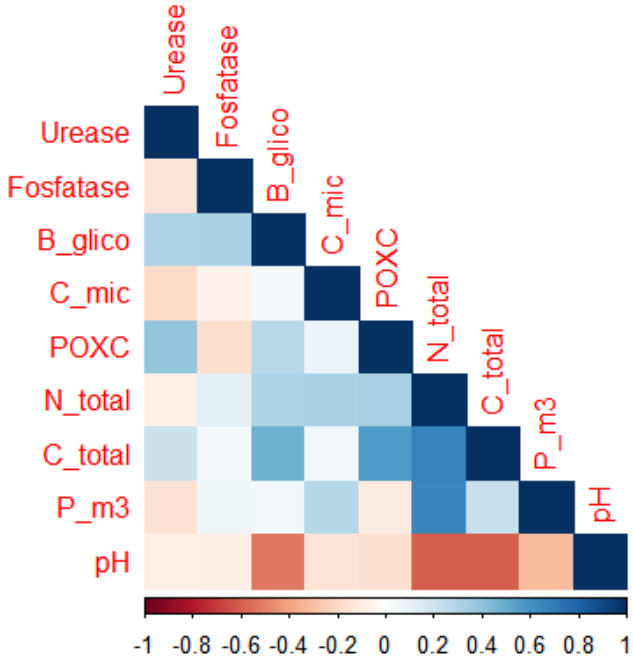
imobilizado na biomassa microbiana, ou na palhada a ser decomposta, diminuindo o teor no solo (Watthier *et al*., 2020). Supostamente o milheto foi eficiente no acúmulo de C, mas liberou de forma gradativa no sistema. Essa decomposição lenta não fornece o carbono lábil suficiente para estimular a microbiota do solo, diminuindo também a atividade potencial dos microrganismos. Nossas observações se apoiam nos resultados de Luz *et al*. (2023) sobre o cumulo de biomassa e nutrientes por essas plantas de cobertura, onde o milheto apresentou maiores quantidades de massa seca. A maior concentração de C e N promovido por plantas de aumenta a população microbiana do solo (Chavarría *et al*., 2016). A produção de exoenzimas do solo pode ser um ponto de interação entre os ciclos de C, N e P (Olander e Vitousek, 2000). Por exemplo, a produção enzimática também foi bastante reduzida sob o cultivo do milheto, como a fosfatase ácida, onde a produção se relaciona ao incremento da matéria orgânica do solo e o crescimento da microbiota (Adetunji *et al*., 2017). Do mesmo modo, o aumento da atividade da fosfatase reflete à grande necessidade de N associada a esta estratégia de aquisição desse nutriente (Houlton *et al*., 2008; Olander e Vitousek, 2000).

No entanto essas respostas não são de total negatividade quando visualizadas de maneira ampla. Estudos demonstram que compostos orgânicos derivados de plantas de cobertura que são decompostos rapidamente estimulam as populações bacterianas, enquanto resíduos mais recalcitrantes aumentam a proliferação da comunidade fúngica (Jastrow *et al*., 2007). No estudo de Arruda *et al*. (2021) o milheto apresentou maior densidade de esporos no solo, podendo promover a proliferação de fungos micorrízicos arbusculares, que são de grande importância nos processos de disponibilização de P. Outro ponto é que a alta relação C:N desses resíduos pode ajudar a fornecer cobertura ao solo e a disponibilização de nutrientes gradativamente durante um período prolongado e pode levar a um maior armazenamento de COT no longo prazo (Adhikari *et al*., 2024). Então é possível que essa espécie de planta de cobertura promova respostas no aumento da multifuncionalidade do solo em um período maior do que o avaliado. Já o Guandu, apesar de ser uma leguminosa e apresentar algumas características opostas ao milheto, com baixa relação C:N, uma decomposição mais rápida, e sugerindo resíduos com alto teor de N (Adhikari *et al*., 2024), como relatado anteriormente, nossos resultados também demonstraram uma correlação negativa para as funções do solo, principalmente relacionado com os componentes C e N total sob limitação de P, e não permitiu discussão conclusiva. No entanto, o tempo de permanência da planta no sistema pode ter influenciado essa resposta, uma vez que as plantas tiveram a fase de terminação após 60 dias de implantação. A quantidade e qualidade desses resíduos são de extrema importância especialmente para o fornecimento de N e aumento da MOS (Adekiya *et al*., 2021). Nessa perspectiva, vários autores sugerem que adiar

essa fase de terminação, principalmente se tratando de leguminosas, para que essas plantas possam atingir elevado teor de biomassa, assim como aumentar a concentração de nutrientes do solo como C e N (Hirpa, 2013; Scavo *et al*., 2022). Essa observação é descrita por alguns autores como Adekiya *et al*. (2021) que mostram um baixo teor na matéria orgânica do solo proporcionado pelo guandu, que foi caracterizado principalmente por essa espécie apresentar menos biomassa para retornar ao solo, resultando em baixos teores de MOS, limitando a disponibilização de nutrientes. Além disso, a limitação do P inorgânico nesse tratamento pode ter afetado os processos fotossintéticos, como a regeneração da rubisco (Zhang *et al*., 2008), limitando os processos de desenvolvimento dessa espécie.

Os componentes da multifuncionalidade se correlacionam na linha do que foi apresentado anteriormente. A atividade das enzimas urease e BG foram positivamente correlacionadas com o COT e a POXC do solo (Figura 10), revelando a importância da matéria orgânica na potencialização da atividade enzimática, assim como foi observado por Zhang *et al*. (2015), se tratando que β-glicosidase apresenta um papel central na ciclagem da matéria orgânica do solo (Turner *et al*., 2002). Alguns autores relatam que as propriedades do solo podem afetar afinidade e eficiência catalítica das enzimas relacionadas aos ciclos dos elementos e, consequentemente influenciar a multifuncionalidade do solo (Xue *et al*., 2020). O N total apresentou correlação positiva com quase todos os parâmetros, confirmando a importância do suprimento de N para a funcionalidade do solo. Já o pH revelou forte correlação negativa ou nula para todos os parâmetros, especialmente para N e C total. Essa reposta pode se justificar pela fixação e liberação de N, promovendo uma possível acidificação do meio com as leguminosas, que é ancorado pela correlação positiva entre o N total e a fosfatase ácida, uma vez que essa acidificação estimula a produção dessa enzima (Houlton *et al*., 2008; Maltais-Landry, 2015).

Figura 10 - Análise de correlação de Pearson entre os componentes químicos do solo na influência da multifuncionalidade do solo.



Fonte: A autora (2024).

Uma limitação observada em nosso estudo que poderia influenciar tais resultados se refere às funções avaliadas, tendo em vista que a adição de mais parâmetros acarretasse resultados mais conclusivos. No entanto, diversos estudos utilizam parâmetros semelhantes para determinar as funções do solo, como apenas as atividades de enzimas relacionadas aos ciclos de C, N, P (Jia *et al*., 2022; Manning *et al*., 2018; Wu *et al*., 2023) e S (Luo *et al*., 2018) do solo para representar a MFS. O tempo de experimentação pode ser um outro quesito a se reavaliar, tendo em vista que apesar dos resultados positivos apresentados pela introdução de plantas de cobertura neste sistema, há uma necessidade de investigações a longo prazo para confirmar o seu impacto, uma vez que os agroecossistemas semiáridos são sensíveis a gestão e manejo do solo e vulneráveis às alterações abióticas (Acharya *et al*., 2024). Este estudo demonstra o importante papel que a introdução de resíduos de cobertura desempenha na ciclagem de nutrientes e nos constituintes biológicos do solo.

3.5 CONCLUSÕES

As plantas de cobertura e as fontes de P modularam a atividade enzimática do solo, melhorando os atributos químicos, além de ativar a multifuncionalidade do solo. As leguminosas apresentaram respostas mais positivas quando comparadas à gramínea avaliada no sistema. A atividade enzimática foi mediada pelo aumento dos parâmetros químicos do solo, que foram fortemente afetados pelos resíduos das plantas de cobertura. As plantas de cobertura apresentaram influência no incremento de todas as formas de C avaliadas, reforçando os benefícios dessas plantas na ciclagem de nutrientes e fertilidade do solo. A multifuncionalidade do solo também foi fortemente alterada pelas plantas de cobertura e as fontes de fertilização de P foram essenciais para o aumento da multifuncionalidade do solo. Além disso, a área em pousio apresentou correlação negativa em todos os cenários, especialmente associado a FR. Já feijão-de- porco e *C. spectabilis* foram as plantas que responderam com correlações mais positivas, principalmente após aplicação de fertilizantes, aumentando a multifuncionalidade do solo.

REFERÊNCIAS

ACHARYA, P.; GHIMIRE, R.; ACOSTA-MARTÍNEZ, V. Cover crop-mediated soil carbon storage and soil health in semi-arid irrigated cropping systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 361, p. 108813, feb. 2024.

ADEKIYA, A. O. *et al*. Soil productivity improvement under different fallow types on Alfisol of a derived savanna ecology of Nigeria. **Heliyon**, v. 7, n. 4, p. e06759, apr. 2021.

ADETUNJI, A. T. *et al*. The biological activities of β-glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. **Journal Of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 17, n. 3, p. 794–807, sep. 2017.

ADHIKARI, A. D. *et al*. Cover crop residue quality regulates litter decomposition dynamics and soil carbon mineralization kinetics in semi-arid cropping systems. **Applied Soil Ecology**, v. 193, p. 105160, jan. 2024.

AHMED, A. *et al*. Microbial β-glucosidase: sources, production and applications. **Journal of Applied & Environmental Microbiology**, v. 5, n. 1, p. 31–46, 2017.

ALMEIDA, R. F. D.; NAVES, E. R.; MOTA, R. P. D. Soil quality: enzymatic activity of soil β-glucosidase. **Global Journal of Agricultural Research and Reviews**, v. 3, n. 2437–1858, p. 146–150, may 2015.

ARRUDA, B. *et al*. Cover crop species and mycorrhizal colonization on soil phosphorus dynamics. **Rhizosphere**, v. 19, p. 100396, sept. 2021.

BLANCO-CANQUI, H. *et al*. Cover crops and ecosystem services: insights from studies in temperate soils. **Agronomy Journal**, v. 107, n. 6, p. 2449–2474, nov. 2015.

CAI, S.; ZHAO, X. Responses of bacterial communities and nitrogen-cycling microbiomes to the conversion from cereals to legumes in the rice-based system. **Applied Soil Ecology**, v. 195, p. 105241, mar. 2024.

CALONEGO, J. C. *et al*. Soil compaction management and soybean yields with cover crops under no-till and occasional chiseling. **European Journal of Agronomy**, v. 85, p. 31–37, apr. 2017.

CARLOS, F. S. *et al*. Long-term cover crops and no-tillage in Entisol increase enzyme activity and carbon stock and enable the system fertilization in southern Brazil. **Geoderma Regional**, v. 34, p. e00700, sept. 2023.

CHAVARRÍA, D. N. *et al*. Effect of cover crops on microbial community structure and related enzyme activities and macronutrient availability. **European Journal of Soil Biology**, v. 76, p. 74–82, sep. 2016.

DAHAL, S. *et al*. Strategic grazing in beef-pastures for improved soil health and reduced runoff-nitrate-a step towards sustainability. **Sustainability**, v. 12, n. 2, p. 558, 11 jan. 2020.

DELGADO-BAQUERIZO, M. *et al*. Microbial diversity drives multifunctionality in terrestrial ecosystems. **Nature Communications**, v. 7, n. 1, p. 10541, 28 jan. 2016.

DICK, W. A.; CHENG, L.; WANG, P. Soil acid and alkaline phosphatase activity as pH adjustment indicators. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 13, p. 1915–1919, nov. 2000.

GABRIEL, J. L.; QUEMADA, M. Replacing bare fallow with cover crops in a maize cropping system: Yield, N uptake and fertiliser fate. **European Journal of Agronomy**, v. 34, n. 3, p. 133–143, apr. 2011.

GATIBONI, L. C.; CONDRON, L. M. A rapid fractionation method for assessing key soil phosphorus parameters in agroecosystems. **Geoderma**, v. 385, p. 114893, 1 mar. 2021.

GHIMIRE, R. *et al*. Soil health response of cover crops in winter wheat–fallow system. **Agronomy Journal**, v. 111, n. 4, p. 2108–2115, july 2019.

GIANFREDA, L. Enzymes of importance to rhizosphere processes**. Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 15, n. 2, p. 283–306, 2015.

GRANDY, A. S.; ROBERTSON, G. P. Land-use intensity effects on soil organic carbon accumulation rates and mechanisms. **Ecosystems**, v. 10, n. 1, p. 59–74, 17 feb. 2007.

HALLAMA, M. *et al*. Hidden miners – the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. **Plant and Soil**, v. 434, n. 1–2, p. 7–45, 27 jan. 2019.

HASSINK, J.; WHITMORE, A. P. A Model of the physical protection of organic matter in soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 1, p. 131–139, jan. 1997.

HIRPA, T. Effect of stage at termination of legume green manures on soil organic carbon, yield and economic performance of subsequent maize crop. **International Journal of Current Research and Academic Review**, v. 1, p. 84–101, 2013.

HOULTON, B. Z. *et al*. A unifying framework for dinitrogen fixation in the terrestrial biosphere. **Nature**, v. 454, n. 7202, p. 327–330, 17 july 2008.

JANEGITZ, M. C.; MARTINS, A. R. H.; ROSOLEM, C. A. Cover crops and soil phosphorus availability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 48, n. 10, p. 1240–1246, 31 may 2017.

JANES-BASSETT, V. *et al*. A meta-analysis of phosphatase activity in agricultural settings in response to phosphorus deficiency. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 165, p. 108537, feb. 2022.

JANZEN, H. H. Beyond carbon sequestration: soil as conduit of solar energy. **European Journal of Soil Science**, v. 66, n. 1, p. 19–32, 24 jan. 2015.

JASTROW, J. D.; AMONETTE, J. E.; BAILEY, V. L. Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. **Climatic Change**, v. 80, n. 1–2, p. 5–23, 16 jan. 2007.

JIA, R. *et al*. Insights into the associations between soil quality and ecosystem multifunctionality driven by fertilization management: A case study from the North China Plain. **Journal of Cleaner Production**, v. 362, p. 132265, aug. 2022a.

JIA, R. *et al*. Insights into the associations between soil quality and ecosystem multifunctionality driven by fertilization management: A case study from the North China Plain. **Journal of Cleaner Production**, v. 362, p. 132265, aug. 2022b.

JIANG, N. *et al*. Effects of the reduction in chemical fertilizers on soil phosphatases encoding genes (phoD and phoX) under crop residue mulching. **Applied Soil Ecology**, v. 175, p. 104428, july 2022.

KING, A. E.; HOFMOCKEL, K. S. Diversified cropping systems support greater microbial cycling and retention of carbon and nitrogen. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 240, p. 66–76, mar. 2017.

KUO, S.; HUANG, B.; BEMBENEK, R. Effects of long-term phosphorus fertilization and winter cover cropping on soil phosphorus transformations in less weathered soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 41, n. 2, p. 116–123, 10 feb. 2005.

LI, G. *et al*. Characteristics of the microbial communities regulate soil multifunctionality under different cover crop amendments in Ultisol. **Journal of Integrative Agriculture**, p. [1-30], 1 dec. 2023.

LIMA, I. F. **Geografia de Alagoas**. São Paulo: Editora do Brasil S/A, 1965. (Coleção didática do Brasil, 14).

LUCAS, S.; WEIL, R. Can permanganate oxidizable carbon predict soil function responses to soil organic matter management? **Soil Science Society of America Journal**, v. 85, n. 5, p. 1768–1784, 9 sep. 2021.

LUO, G. *et al*. Deciphering the associations between soil microbial diversity and ecosystem multifunctionality driven by long-term fertilization management. **Functional Ecology**, v. 32, n. 4, p. 1103–1116, 11 apr. 2018.

LUO, G. *et al*. Understanding how long-term organic amendments increase soil phosphatase activities: Insight into phoD- and phoC-harboring functional microbial populations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 139, p. 107632, dec. 2019.

LUZ, J. H. S. DA *et al*. Short-term agronomic and economic responses to the adoption of cover crops for corn rotation in the brazilian semiarid region. **Sustainability**, v. 15, n. 20, p. 15091, 20 oct. 2023.

MALOBANE, M. E. *et al*. Microbial biomass carbon and enzyme activities as influenced by tillage, crop rotation and residue management in a sweet sorghum cropping system in marginal soils of South Africa. **Heliyon**, v. 6, n. 11, p. e05513, nov. 2020.

MALTAIS-LANDRY, G. Legumes have a greater effect on rhizosphere properties (pH, organic acids and enzyme activity) but a smaller impact on soil P compared to other cover crops. **Plant and Soil**, v. 394, n. 1–2, p. 139–154, 23 sept. 2015.

MANNING, P. *et al*. Redefining ecosystem multifunctionality. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n. 3, p. 427–436, 16 feb. 2018.

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

NAKAYAMA, Y.; WADE, J.; MARGENOT, A. J. Does soil phosphomonoesterase activity reflect phosphorus pools estimated by Hedley phosphorus fractionation? **Geoderma**, v. 401, p. 115279, nov. 2021.

OLANDER, L. P.; VITOUSEK, P. M. Regulation of soil phosphatase and chitinase activityby N and P availability. **Biogeochemistry**, v. 49, n. 2, p. 175–191, 2000.

PADARIAN, J. *et al*. Monitoring changes in global soil organic carbon stocks from space. **Remote Sensing of Environment**, v. 281, p. 113260, nov. 2022.

PAVINATO, P. S.; MERLIN, A.; ROSOLEM, C. A. Organic compounds from plant extracts and their effect on soil phosphorus availability. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 10, p. 1379–1388, oct. 2008.

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, n. 3, p. 911–920, jun. 2008.

POULTON, P. *et al*. Major limitations to achieving “4 per 1000” increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. **Global Change Biology**, v. 24, n. 6, p. 2563–2584, 28 june 2018.

PUTTASO, A. *et al*. Relationship between residue quality, decomposition patterns, and soil organic matter accumulation in a tropical sandy soil after 13 years. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 89, n. 2, p. 159–174, 1 mar. 2011.

SCAVO, A. *et al*. The role of cover crops in improving soil fertility and plant nutritional status in temperate climates. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 42, n. 5, p. 93, 5 oct. 2022.

SHAH, F.; WU, W. Soil and crop management strategies to ensure higher crop productivity within sustainable environments. **Sustainability**, v. 11, n. 5, p. 1485, 11 mar. 2019.

SILVA, D. F. *et al*. Enzymatic stoichiometry in degraded soils after two decades of restoration in a Brazilian semiarid region. **Catena**, v. 236, p. 107768, mar. 2024.

SILVA, P. C. G. DA *et al*. No-tillage and crop rotation increase crop yields and nitrogen stocks in sandy soils under agroclimatic risk. **Field Crops Research**, v. 258, p. 107947, nov. 2020.

SINSABAUGH, R. L. *et al*. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale. **Ecology Letters**, v. 11, n. 11, p. 1252–1264, 2 nov. 2008.

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. *In*: WEAVER, R. W.; ANGLE, J. S.; BOTTTOMLEY, P. S. (ed.), **Methods of soil analysis**: microbiological and biochemical properties**.** Madison, WI: Soil Science Society of America, 1994. p. 775–833.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Assay of urease activity in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 4, n. 4, p. 479–487, nov. 1972.

TARAFDAR, J. C.; CLAASSEN, N. Organic phosphorus compounds as a phosphorus source for higher plants through the activity of phosphatases produced by plant roots and microorganisms. **Biology and Fertility of Soils**, v. 5, n. 4, p. 308–312, jan. 1988.

THAPA, V. R. *et al*. Cover crop biomass and species composition affect soil microbial community structure and enzyme activities in semiarid cropping systems. **Applied Soil Ecology**, v. 157, p. 103735, jan. 2021.

THAPA, V. R. *et al*. Response of soil organic matter to cover cropping in water-limited environments. **Geoderma**, v. 406, p. 115497, jan. 2022.

TSIAFOULI, M. A. *et al*. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. **Global Change Biology**, v. 21, n. 2, p. 973–985, 1 feb. 2015.

WAGG, C. *et al*. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 14, p. 5266–5270, apr. 2014.

WATTHIER, M. *et al*. Decomposition of green manure with different grass: legume ratios. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 66, n. 7, p. 913–924, 6 june 2020.

WEIL, R. R. *et al*. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. **American Journal of Alternative Agriculture**, v. 18, n. 1, p. 3–17, 2003.

WU, G. *et al*. Straw return counteracts the negative effects of warming on microbial community and soil multifunctionality. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 352, p. 108508, aug. 2023.

XUE, Y. *et al*. The persistence of bacterial diversity and ecosystem multifunctionality along a disturbance intensity gradient in karst soil. **Science of The Total Environment**, v. 748, p. 142381, dec. 2020.

ZHANG, D.-Y. *et al*. Ribulose-1,5-bisphosphate regeneration limitation in rice leaf photosynthetic acclimation to elevated CO_2. **Plant Science**, v. 175, n. 3, p. 348–355, sept. 2008.

ZHANG, K.; MALTAIS-LANDRY, G.; LIAO, H.-L. How soil biota regulate C cycling and soil C pools in diversified crop rotations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 156, p. 108219, may 2021.

ZHANG, L. *et al*. Changes in soil carbon and enzyme activity as a result of different long-term fertilization regimes in a greenhouse field. **Plos One**, v. 10, n. 2, p. e0118371, 23 feb. 2015.

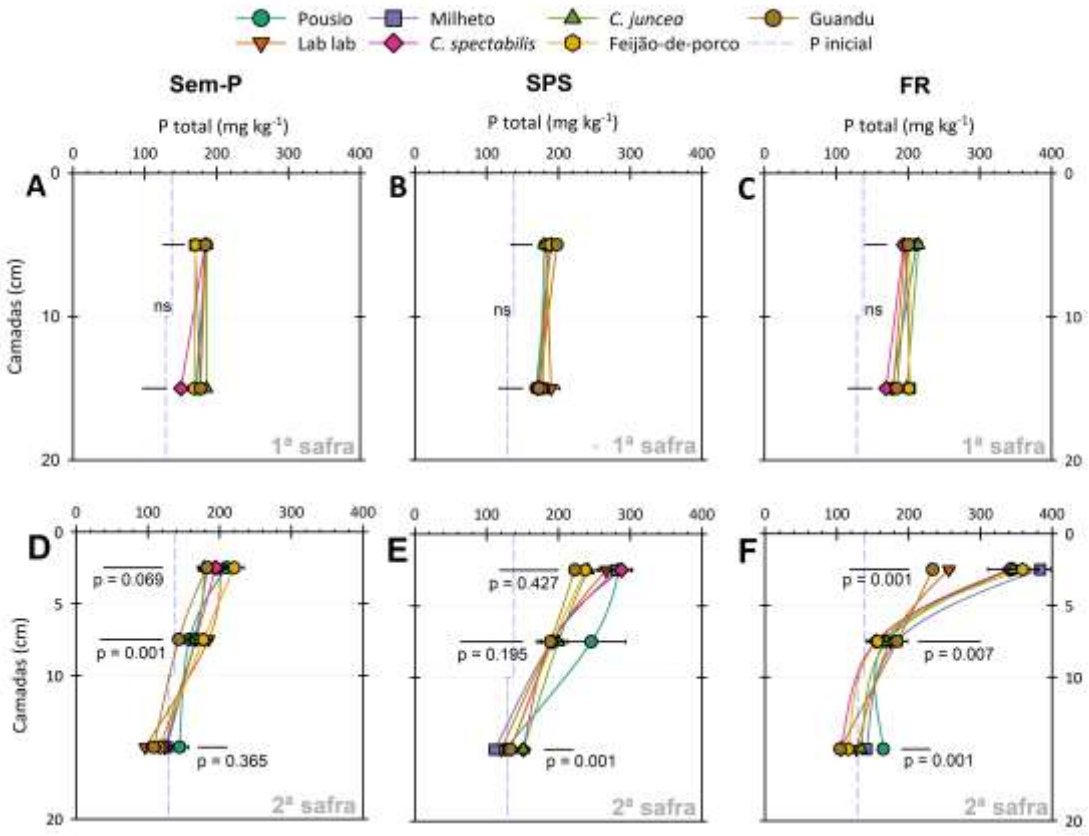
ZHENG, M. *et al*. Responses of soil acid phosphatase and beta-glucosidase to nitrogen and phosphorus addition in two subtropical forests in southern China. **European Journal of Soil Biology**, v. 68, p. 77–84, may 2015.

ZHENG, M. M. *et al*. Changes of acid and alkaline phosphatase activities in long-term chemical fertilization are driven by the similar soil properties and associated microbial

community composition in acidic soil. **European Journal of Soil Biology**, v. 104, p. 103312, may 2021.

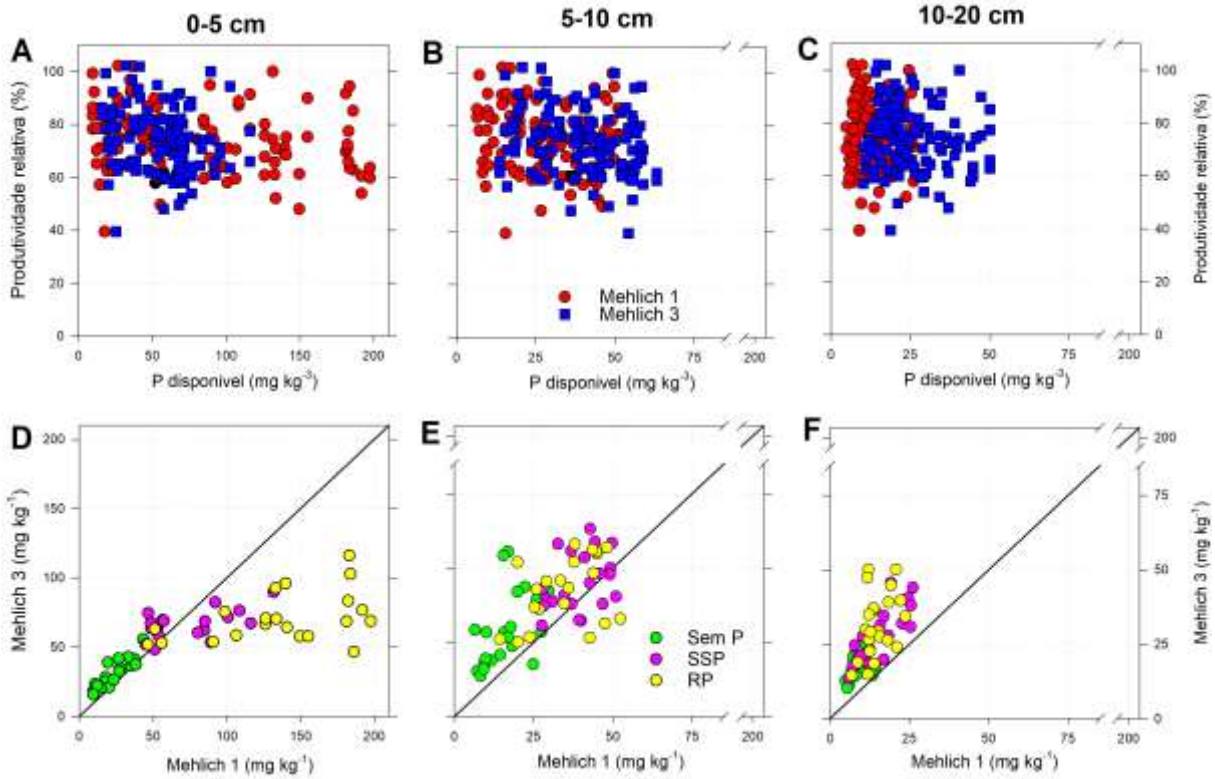
APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR

Figura 1 - Teor de P total do solo por efeito das plantas de cobertura e fontes fosfatadas por camadas do solo na 1ª (0-10 e 10-20 cm) e 2ª safra (0-5; 5-10 e 10-20 cm) de cultivo de milho.



Fonte: A autora (2024). Sem-P: sem aplicação de P; SPS: superfosfato simples; FR: fosfato natural reativo. Linha tracejada azul na vertical indica o teor P inicial. Linha preta na horizontal indica o DMS. $p \leq 0,05$ indica diferença significativa pelo teste de Tukey.

Figura 2 - Relação entre a produtividade relativa e P disponível (A, B e C), e teores extraídos por Mehlich-1 e Mehlich-3 e as fontes de P (D, E e F) por camadas de solo (0-5, 5-10 e 10-20 cm).



Fonte: A autora (2024). Sem-P: sem aplicação de P; SPS: superfosfato simples; FR: fosfato natural reativo.

Tabela 1 - Tabela suplementar de labilidade de P por profundidade do solo no 1º ciclo de cultivo de milho. As médias com letras maiúsculas na mesma linha indicam diferenças entre as fontes fosfatadas e minúscula na mesma coluna as diferenças entre plantas de cobertura pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Plantas de cobertura	P Lábil total (mg kg^{-1})				P Moderadamente-Lábil total (mg kg^{-1})				P Não-Lábil total (mg kg^{-1})			
	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA
						-0-10 cm-						
Pousio	31,5 Bd	49,7 Aa	54,9 Aab	45,4	52,8 Bb	75,8 Aa	70,0 Aab	66,2	101,5 Aa	62,5 Bb	87,1 Ab	83,7
Lab lab	39,5 cd	33,9 c	38,4 cd	37,2	62,5 ab	65,8 ab	61,8 b	63,4	81,3 ab	83,0 ab	95,9 ab	86,7
Milheto	45,0 bc	43,5 ab	47,1 bc	45,2	68,4 a	69,6 ab	69,8 ab	69,3	56,6 Bb	71,1 ABab	79,9 A bc	69,2
C, spectabilis	55,7 Aa	47,6 Ba	31,5 C d	44,9	55,3 ab	66,5 ab	56,7 b	59,5	73,1 Bab	75,8 Bab	105,9 Aab	85,0
C, juncea	48,2 Aab	43,3 ABab	38,0 Bcd	43,2	60,7 ab	70,5 a	59,9 b	63,7	77,1 Bab	66,4 Bb	116,8 Aa	86,8
Feijão de porco	36,3 Bcd	44,4 Aab	47,0 Abc	42,6	60,3 ab	55,3 b	63,1 b	59,6	74,0 ab	88,4 ab	91,6 ab	84,7
Feijão Guandu	54,8 Ba	36,5 Cbc	63,0 Aa	51,4	68,4 Ba	62,8 B ab	82,0 Aa	71,1	61,7 Bb	98,8 Aa	55,7 Bc	72,0
MÉDIA	44,4	42,7	45,7		61,2	66,6	66,2		75,0	78,0	90,4	
						-10-20 cm-						
Pousio	46,9 b	51,1 ab	47,6 ab	48,6	57,7 ab	64,6 ab	67,9 ab	63,4	66,3	53,2 b	62,3 b	60,6
Lab lab	47,5 Ab	43,4 Aab	32,7 Bcd	41,2	63,4 ABab	68,8 Aa	55,4 Bba	62,5	65,6	77,7 ab	91,4 ab	78,2
Milheto	61,9 Aa	38,4 Bbc	39,5 Bbc	46,6	72,2 a	65,4 ab	70,9 a	69,5	42,8 B	74,5 Bab	92,4 Aab	69,9
C, spectabilis	31,4 ABc	39,9 Abc	27,0 Bd	32,8	56,2 ABb	65,5 Aab	51,4 Bc	57,7	62,7	66,2 ab	91,0 ab	73,3
C, juncea	49,5 Ab	40,3 Abc	27,6 Bcd	39,1	68,4 Aab	68,0 Aa	51,0 Bc	62,5	68,0 B	66,2 Bab	119,7 Aa	84,6
Feijão de porco	40,2 Bbc	54,8 Aa	53,3 Aa	49,4	64,0 Bab	74,0 ABa	81,3 Aa	73,1	64,3	48,5 b	67,1 b	60,0
Feijão Guandu	38,9 Abc	28,3 Bc	39,1 Abc	35,4	68,8 Aab	51,3 Bb	76,7 Aa	65,6	69,8	93,1 a	68,9 b	77,3
MÉDIA	45,2	42,3	38,1		64,4	65,4	64,9		62,8	68,5	84,67	
AMOSTRAS INICIAIS	P Lábil (mg kg^{-1})				P Moderadamente-Lábil (mg kg^{-1})				P Não-Lábil (mg kg^{-1})			
0-10 cm	40,7				40,4				56,7			
10-20 cm	41,3				40,5				47,3			

Fonte: A autora (2024). As letras são expostas apenas onde houve diferença significativa.

Tabela 2 - Teor de Pi e Po moderadamente lábil por profundidade do solo no 1º ciclo de cultivo de milho. As médias com letras maiúsculas na mesma linha indicam diferenças entre as fontes fosfatadas e minúscula na mesma coluna. as diferenças entre plantas de cobertura pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Plantas de cobertura	Pi Moderadamente-Lábil (mg kg^{-1})				Po Moderadamente-Lábil (mg kg^{-1})			
	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA
			- 0-10 cm -					
Pousio	22,5 Bb	34,5 Aa	31,3 Ab	29,5	30,3 Bbc	41,3 Aa	38,6 A	36,7
Lab lab	24,9 ab	26,7 ab	25,7 bc	25,7	37,6 ab	39,2 a	36,1	37,6
Milheto	27,8 ab	33,6 ab	32,9 b	31,4	40,6 a	35,9 a	36,8	37,8
C, spectabilis	31,3 a	29,8 ab	25,7 bc	28,9	24,0 Bc	36,8 Aa	31,0 A	30,6
C, juncea	25,8 ABab	29,7 Aab	22,0 Bc	25,8	34,9 ab	40,8 a	37,9	37,9
Feijão de porco	23,8 ab	29,8 ab	28,5 bc	27,4	36,5 Aab	25,6 Bb	34,6 A	32,2
Feijão Guandu	29,9 Bab	25,7 Bb	42,2 Aa	32,6	38,4 ab	37,1 a	39,9	38,5
	26,6	30,0	29,8		34,6	36,7	36,4	
			- 10-20 cm -					
Pousio	23,4 Bbc	27,5 ABbc	32,0 Aa	27,7	34,2 b	37,1	35,8 bc	35,7
Lab lab	27,0 ABab	32,1 Aab	22,8 Bb	27,3	36,4 ab	36,7	32,6 bc	35,2
Milheto	29,9 ABab	24,1 Bbc	36,0 Aa	30,0	42,3 ab	41,3	34,9 bc	39,5
C, spectabilis	20,2 Bc	27,1 Abc	21,8 ABb	23,0	36,1 ABab	38,4 A	29,6 Bc	34,7
C, juncea	23,6 ABbc	28,5 Abc	19,5 Bb	23,9	44,8 Aa	39,5 A	31,5 Bbc	38,6
Feijão de porco	23,8 Bbc	34,7 Aa	34,8 Aa	31,1	40,2 ab	39,3	46,5 a	42,0
Feijão Guandu	34,5 Aa	20,5 Bc	36,7 Aa	30,6	34,3 ABb	30,8 B	40,0 Aab	35,0
	26.1	27.8	29.1		38.3	37.6	35.8	
AMOSTRAS INICIAIS	Pi Moderadamente-Lábil (mg kg^{-1})			—	Po Moderadamente-Lábil (mg kg^{-1})			
0-10 cm	29,6				10,8			
10-20 cm	33,1				7,4			

Fonte: A autora (2024). As letras são expostas apenas onde houve diferença significativa.

Tabela 3 - Teor de Pi e Po não lábil e P ocluso por profundidade do solo no 1º ciclo de cultivo de milho. As médias com letras maiúsculas na mesma linha indicam diferenças entre as fontes fosfatadas e minúscula na mesma coluna. as diferenças entre plantas de cobertura pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Plantas de cobertura	Pi Não-Lábil (mg kg^{-1})				Po Não-Lábil (mg kg^{-1})				P ocluso (mg kg^{-1})			
	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA
						-0-10 cm-						
Pousio	95,6	61,4	85,0	80,7	5,9 Ac	1,1 Bc	2,1 Bb	3,0	77,3 Aa	39,9 Bb	62,1 ABb	59,8
Lab lab	73,4	79,0	83,7	78,7	7,8 Bbc	3,9 Cbc	12,2 Aa	8,0	53,8 ab	55,9 ab	62,4 b	57,4
Milheto	50,0	59,4	79,0	62,8	6,5 Bbc	11,7 Aa	0,9 Cb	6,4	29,1 Bbc	38,8 ABb	56,6 Abc	41,5
C, spectabilis	64,8	61,9	95,4	74,1	8,3 Bbc	13,9 Aa	10,5 Ba	10,9	42,2 Bbc	42,3 Bb	76,5 Aab	53,7
C, juncea	66,5	64,5	114,7	81,9	10,6 Ab	1,9 Bc	2,1 Bb	4,9	47,4 Bbc	40,6 Bb	95,6 Aa	61,2
Feijão de porco	57,6	74,8	90,2	74,2	16,4 Aa	13,6 Aa	1,5 Bb	10,5	39,2 Bbc	56,5 ABab	72,3 Aab	56,0
Feijão Guandu	45,0	92,2	53,2	63,5	16,7 Aa	6,6 Bb	2,5 Cb	8,6	21,1 Bc	71,4 Aa	29,0 Bc	40,5
MÉDIA	64,7	70,5	85,8		10,3	7,5	4,5		44,3	49,3	64,9	
						-10-20 cm-						
Pousio	58,9	52,7	60,2	57,3	7,3 Aa	0,5 Bc	2,1 Bc	3,3	41,7	32,5 ab	36,1 b	36,8
Lab lab	62,4	77,4	71,2	70,3	3,1 Bb	0,3 Cc	20,2 Aa	7,9	41,0	54,6 ab	52,0 b	49,2
Milheto	40,3	70,2	87,2	65,9	2,5 Bb	4,3 ABb	5,2 Abc	4,0	16,9 B	50,3 Aab	64,9 Aab	44,0
C, spectabilis	52,3	63,6	86,9	67,6	10,4 Aa	2,6 Bbc	4,1 Bbc	5,7	35,7 B	40,1 ABab	70,3 Aab	48,7
C, juncea	64,4	63,2	113,2	80,3	3,6 Bb	3,0 Bbc	6,4 Ab	4,4	44,3 B	43,2 Bab	94,7 Aa	60,7
Feijão de porco	56,3	47,2	65,3	56,3	8,0 Aa	1,2 Bbc	1,8 Bc	3,7	34,5	20,1 b	43,9 b	32,8
Feijão Guandu	60,2	81,6	67,4	69,7	9,6 Aa	11,6 Aa	1,6 Bc	7,6	39,6	66,0 a	42,1 b	49,2
MÉDIA	56,4	65,1	78,8		6,4	3,3	5,9		36,2	43,8	57,7	

AMOSTRAS INICIAIS	Pi Não-Lábil (mg kg^{-1})	Po Não-Lábil (mg kg^{-1})	P ocluso (mg kg^{-1})
0-10 cm	50,2	6,5	39,6
10-20 cm	45,4	1,9	31,7

Fonte: A autora (2024). As letras são expostas apenas onde houve diferença significativa.

Tabela 4 - Teor de P lábil total, P moderadamente lábil total e P não lábil total por profundidade do solo no 2º ciclo de cultivo de milho. As médias com letras maiúsculas na mesma linha indicam diferenças entre as fontes fosfatadas e minúscula na mesma coluna, as diferenças entre plantas de cobertura pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Plantas de cobertura	P Lábil total (mg kg^{-1})				P Moderadamente-Lábil total (mg kg^{-1})				P Não-Lábil total (mg kg^{-1})			
	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA
						-0-5 cm-						
Pousio	29,3 B	63,6 A	67,6 Abc	35,0	42,3 B	70,3 A	72,2 Ac	61,6	138,5 B	150,2 B	205,1 Aa	164,6
Lab lab	45,3 3	57,8	62,5 bc	32,5	46,7 B	79,3 A	83,0 Abc	69,6	108,3	129,6	110,9 b	116,3
Milheto	26,4 C	68,8 B	100,7 Aa	25,0	43,3 C	66,7 B	118,5 Aa	76,2	113,2	145,1	164,3 ab	140,9
C, spectabilis	32,7 B	76,0 A	84,9 Aab	24,4	65,3 B	73,1 B	99,6 Aab	79,4	96,6	138,7	156,1 ab	130,5
C, juncea	25,9 B	66,1 A	57,6 Ac	19,0	57,2 B	73,3 AB	83,4 Abc	71,3	96,2 B	101,5 B	204,9 Aa	134,2
Feijão de porco	39,3 B	68,0 A	68,3 Abc	30,5	58,6 B	73,2 B	103,0 Aab	78,3	122,5 B	96,5 B	187,5 Aa	135,5
Feijão Guandu	22,0 B	63,2 A	55,8 Ac	17,9	45,2 B	58,1 AB	69,0 Ac	57,5	115,3	101,7	108,8 b	108,6
	31,6	66,2	71,1		51,2	70,6	89,8		112,9	123,3	162,9	
						-5-10 cm-						
Pousio	49,7 a	37,4	44,7 ab	39,09	59,1 a	55,5	55,6 ab	56,7	49,0 B	153,0 A	66,2 B	89,4
Lab lab	33,9 ab	37,0	31,5 b	38,0	54,3 Aab	53,4 A	42,7 Bc	50,1	96,2	101,3	100,4	99,3
Milheto	29,2 Bab	53,0 A	53,7 Aa	47,2	43,7 Bbc	53,6 AB	61,7 Aab	53,0	92,4	83,9	67,8	81,4
C, spectabilis	24,3 Bb	48,9 A	47,7 Aab	54,4	59,5 a	61,5	66,1 a	62,4	83,1	80,2	40,8	68,0
C, juncea	15,9 Bb	45,0 A	38,2 Aab	48,8	59,9 ABa	57,0 B	69,7 Aa	62,2	90,2	98,0	62,0	83,4
Feijão de porco	32,9 Bab	45,3 AB	50,5 Aab	46,6	39,0 Bc	65,5 A	67,6 Aa	57,4	105,3 A	81,7 AB	38,5 B	75,2
Feijão Guandu	18,0 Bb	49,8 A	30,2 Bb	47,9	52,2 ab	55,9	47,9 bc	52,0	72,8	83,2	106,1	87,4
	29,1	45,2	42,4		52,5	57,5	58,7		84,1	97,3	68,8	
						-10-20 cm-						
Pousio	26,2 AB	18,6 Bb	37,0 Aab	49,8	45,6 ab	48,2 ab	40,9	44,9	72,3	58,7	86,9	72,7 a
Lab lab	18,3	19,3 b	26,0 bc	40,0	44,5 ab	61,1 ab	51,8	52,4	33,7	39,6	49,5	40,9 b
Milheto	19,4 B	19,7 Bb	38,7 Aab	64,4	39,7 ab	49,4 ab	50,6	46,6	67,2	41,9	52,1	53,8 ab
C, spectabilis	16,1 B	38,4 Aa	21,1 Bc	51,2	38,3 Bab	67,0 Aa	41,6 B	49,0	69,3	45,6	43,0	52,7 ab
C, juncea	15,2 B	35,1 Aab	44,1 Aa	46,6	57,7 a	54,9 ab	49,2	53,9	43,8	60,6	40,7	48,4 ab
Feijão de porco	19,4	26,4 ab	32,4 ab	50,4	31,6 b	44,3 b	42,9	39,6	65,6	62,3	40,7	56,2 ab
Feijão Guandu	13,7 B	30,8 Aab	20,3 ABc	35,4	46,9 Aab	49,7 Aab	32,8 B	43,1	47,7	52,4	51,7	50,6 ab
	18,3	26,9	31,4		43,5	53,5	44,3		57,1	51,6	52,1	

AMOSTRAS INICIAIS	P Lábil (mg kg^{-1})	P Moderadamente-Lábil (mg kg^{-1})	P Não-Lábil (mg kg^{-1})
0-10 cm	40,7	40,4	56,7
10-20 cm	41,3	40,5	47,3

Fonte: A autora (2024). As letras são expostas apenas onde houve diferença significativa.

Tabela 5 - Teor de P total do solo, Pi e Po moderadamente lábil por profundidade do solo no 2º ciclo de cultivo de milho. As médias com letras maiúsculas na mesma linha indicam diferenças entre as fontes fosfatadas e minúscula na mesma coluna, as diferenças entre plantas de cobertura pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Plantas de cobertura	P Total (mg kg^{-1})				Pi Moderadamente-Lábil (mg kg^{-1})				Po Moderadamente-Lábil (mg kg^{-1})			
	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA
						-0-5 cm-						
Pousio	210,1 B	284,2 A	344,8 Aa	279,7	29,9 B	39,2 B	63,8 Ab	44,3	12,4 Bb	31,1 Aab	8,4 Bc	17,3
Lab lab	200,2 B	266,6 A	256,3 ABb	241,1	28,5 B	49,5 A	58,4 Ab	45,5	18,2 ab	29,8 ab	24,5 abc	24,2
Milheto	183,0 C	280,6 B	383,5 Aa	282,4	28,7 C	47,1 B	88,9 Aa	54,9	14,7 b	19,6 b	29,6 ab	21,3
C, spectabilis	194,7 B	287,9 A	340,7 Aa	274,4	31,5 B	39,8 B	63,4 Ab	44,9	33,9 a	33,3 ab	36,2 a	34,4
C, juncea	179,3 B	241,0 B	345,8 Aa	255,4	26,6 B	33,0 B	62,5 Ab	40,7	30,6 Bab	40,4 Aa	20,9 Bbc	30,6
Feijão de porco	220,4 B	237,7 B	358,8 Aa	272,3	32,4 B	39,8 B	82,7 Aa	51,6	26,2 ab	33,4 ab	20,3 bc	26,6
Feijão Guandu	182,4	223,1	233,7 b	213,1	29,8 B	38,2 B	52,4 Ab	40,1	15,4 ab	19,9 b	16,7 bc	17,3
MÉDIA	195,7	260,1	323,4		29,6	40,9	67,4		21,6	29,6	22,3	
						-5-10 cm-						
Pousio	157,8	245,8	166,5	190,1	33,4	36,7	30,6 c	33,6	25,7 ab	18,8 bc	25,0 bc	23,2
Lab lab	184,4	191,7	174,7	183,6	31,9	32,7	30,1 c	31,6	22,4 ab	20,7 ab	12,6 c	18,6
Milheto	165,3	190,5	183,3	179,7	28,5 B	38,6 A	43,1 Aab	36,7	15,1 bc	15,0 c	18,6 bc	16,3
C, spectabilis	166,9	190,7	154,6	170,7	29,3 B	37,8 B	47,4 Aa	38,2	30,2 Aa	23,7 ABab	18,7 Bbc	24,2
C, juncea	166,0	200,0	170,0	178,7	24,8	27,4	30,5 c	27,6	35,1 a	29,6 ab	39,2 a	34,6
Feijão de porco	177,3	192,5	156,7	175,5	28,8	31,4	37,2 bc	32,5	10,3 Bc	34,0 Aa	30,4 Aab	24,9
Feijão Guandu	143,0	189,0	184,2	172,1	26,9	32,7	35,5 bc	31,7	25,3 Aab	23,2 ABab	12,5 Bc	20,3
MÉDIA	165,8	200,0	170,0		29,1	33,9	36,3		23,4	23,6	22,4	
						-10-20 cm-						
Pousio	144,2 ABa	125,5 Bab	164,8 Aa	144,8	29,6 ABa	23,0 Bb	31,6 Aab	28,0	16,1 bc	25,2 ab	9,3	16,9
Lab lab	96,5 b	120,0 ab	127,2 ab	114,6	23,8 ab	21,5 b	24,5 bc	23,3	20,7 Bab	39,6 Aa	27,2 AB	29,2
Milheto	126,4 ab	111,1 b	141,4 ab	126,3	22,6 Bab	24,0 Bab	33,1 Aa	26,6	17,1 bc	25,4 ab	17,5	20,0
C, spectabilis	123,8 ABab	151,0 Aa	105,7 Bb	126,9	21,9 ab	26,1 ab	23,0 c	23,7	16,4 Bbc	40,9 Aa	18,7 B	25,3
C, juncea	116,7 Bab	150,7 Aa	133,9 ABab	133,8	20,2 Bb	29,4 Aab	32,8 Aab	27,5	37,5 Aa	25,5 ABab	16,4 B	26,5
Feijão de porco	116,6 ab	133,0 ab	116,0 b	121,9	25,5 ab	27,8 ab	32,1 ab	28,5	6,1 c	16,5 b	10,8	11,1
Feijão Guandu	108,2 ab	132,8 ab	104,8 b	115,3	19,9 Bb	32,5 Aa	24,0 Bbc	25,5	27,0 Aab	17,2 ABb	8,8 B	17,6
MÉDIA	118,9	132,0	127,7		23,3	26,3	28,7		20,1	27,2	15,5	
AMOSTRAS INICIAIS	P Total (mg kg^{-1})				Pi Moderadamente-Lábil (mg kg^{-1})				Po Moderadamente-Lábil (mg kg^{-1})			
0-10 cm	137,8				29,6				10,8			
10-20 cm	129,08				33,1				7,4			

Fonte: A autora (2024). As letras são expostas apenas onde houve diferença significativa.

Tabela 6 - Teor de Pi e Po não lábil e P ocluso por profundidade do solo no 2º ciclo de cultivo de milho. As médias com letras maiúsculas na mesma linha indicam diferenças entre as fontes fosfatadas e minúscula na mesma coluna, as diferenças entre plantas de cobertura pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Plantas de cobertura	Pi Não-Lábil (mg kg^{-1})				Po Não-Lábil (mg kg^{-1})				P ocluso (mg kg^{-1})			
	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA
						-0-5 cm-						
Pousio	130,4 B	134,7 B	198,3 Aa	154,5	8,1 Bd	15,5 Abc	6,8 Bb	10,1	118,9 B	123,1 B	177,2 Aa	139,7
Lab lab	99,8	111,4	103,1 bc	104,8	8,5 Bd	18,1 Aab	7,8 Bb	11,5	88,2	103,9	83,2 bc	91,8
Milheto	98,2	136,0	154,2 abc	129,5	15,1 Aab	9,1 Be	10,1 Bab	11,4	92,7	123,2	132,4 ab	116,1
C, spectabilis	77,6 B	131,1 AB	146,3 Aabc	118,3	19,0 Aa	7,7 Be	9,8 Bab	12,2	73,8	114,2	128,7 ab	105,6
C, juncea	82,0 B	87,8 B	191,0 Aa	120,3	14,2 bc	13,6cd	13,8 a	13,9	77,0 B	70,9 B	175,6 Aa	107,8
Feijão de porco	111,9 B	76,3 B	177,6 Aab	121,9	10,6 Bcd	20,2 Aa	9,9 Bab	13,6	96,7 B	71,5 B	157,6 Aab	108,6
Feijão Guandu	105,3	91,3	96,0 c	97,6	9,9 cd	10,4 de	12,7 a	11,0	92,7	77,9	79,2 c	83,2
MÉDIA	100,7	109,8	152,4		12,2	13,5	10,1		91,4	97,8	133,4	
						-5-10 cm-						
Pousio	41,3 B	149,4 Aa	58,4 B	83,0	7,7 Ac	3,6 Bd	7,8 Aab	6,4	28,5 B	132,6 Aa	45,6 B	68,9
Lab lab	83,1	98,8 ab	88,5	90,1	13,2 Abc	2,6 Bd	11,9 Aa	9,2	67,0	81,8 ab	77,8	75,5
Milheto	65,3	67,8 b	56,9	63,4	27,1 Aa	16,1 Ba	10,9 Ca	18,0	51,8	46,6 b	42,3	46,9
C, spectabilis	68,0	71,8 b	37,3	59,1	15,1 Ab	8,4 Bbc	3,5 Cb	9,0	55,9	50,6 b	21,7	42,7
C, juncea	76,0	85,4 ab	54,1	71,8	14,2 Ab	12,7 Aab	8,0 Bab	11,6	71,6	71,8 ab	42,8	62,1
Feijão de porco	82,2	72,8 ab	28,6	61,2	23,1 Aa	9,0 Bbc	9,9 Ba	14,0	78,7 A	60,1 ABab	13,2 B	50,6
Feijão Guandu	56,4	71,2 b	97,9	75,2	16,4 Ab	12,0 Bab	8,2 Bab	12,2	53,3	57,8 ab	84,7	65,3
MÉDIA	67,5	88,2	60,2		16,7	9,1	8,6		58,1	71,6	46,9	
						-10-20 cm-						
Pousio	66,9	55,5	86,2 a	69,6	5,4 Aab	3,2 Bab	0,7 Cc	3,1	54,6 ABa	32,4 B	67,7 Aa	51,6
Lab lab	26,6	35,5	45,2 ab	35,8	7,1 Aa	4,1 Ba	4,2 Bb	5,1	16,7 b	22,4	33,3 ab	24,2
Milheto	66,1	38,9	50,4 ab	51,8	1,1 c	3,0 ab	1,7 bc	1,9	51,1 a	16,6	35,2 ab	34,3
C, spectabilis	66,7	44,6	40,6 b	50,6	2,6 bc	1,0 b	2,4 bc	2,0	53,6 a	29,5	29,7 ab	37,6
C, juncea	39,4	57,4	28,8 b	41,9	4,4 Bab	3,2 Bab	11,9 Aa	6,5	28,2 ab	44,8	14,6 b	29,2
Feijão de porco	63,9 A	56,8 AB	28,2 Bb	49,6	1,7 Cbc	5,5 Ba	12,5 Aa	6,6	43,6 a	47,0	15,7 b	35,5
Feijão Guandu	45,0	49,6	47,8 ab	47,5	2,7 bc	2,8 ab	3,9 b	3,1	25,1 ab	32,7	36,2 ab	31,3
MÉDIA	53,5	48,3	46,7		3,5	3,3	5,4		39,0	32,2	33,2	

AMOSTRAS INICIAIS	Pi Não-Lábil (mg kg^{-1})	Po Não-Lábil (mg kg^{-1})	P ocluso (mg kg^{-1})
0-10 cm	50,2	6,5	39,6
10-20 cm	45,4	1,9	31,7

Fonte: A autora (2024). As letras são expostas apenas onde houve diferença significativa.

Tabela 7 - Teor de P disponível pelo método de Mehlich 1 (mg dm^{-3}) por profundidade do solo nos dois anos de cultivo de milho. As médias com letras maiúsculas na mesma linha indicam diferenças entre as fontes fosfatadas e minúscula na mesma coluna as diferenças entre plantas de cobertura pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Plantas de cobertura	P Mehlich 1 (mg dm^{-3})											
	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA				
-2021 -	-0-10 cm-				-10-20 cm-							
Pousio	19,2 a	19,6 d	23,5 cd	20,8	10,4 b	11,6 ab	8,8 ab	10,3				
Lab lab	11,8 Bab	19,6 Ad	20,4 Ad	17,3	9,9 bc	8,8 b	9,9 ab	9,6				
Milheto	9,8 Bb	27,6 Abc	27,4 Abc	21,6	5,2 cd	7,6 b	5,5 b	6,1				
C, spectabilis	18,3 Ba	39,1 Aa	41,3 Aa	32,9	8,4 bc	8,7 b	11,8 a	9,6				
C, juncea	9,4 Bb	26,1 Acd	30,9 Ab	22,1	5,0 B d	8,8 ABb	9,2 Aab	7,7				
Feijão de porco	13,8 Bab	34,0 Aab	30,9 Ab	26,2	23,8 Aa	7,5 Bb	8,3 Bab	13,2				
Feijão Guandu	8,8 Cb	34,8 Aab	28,7 Bbc	24,1	5,7 B cd	16,3 Aa	5,4 Bb	9,1				
MÉDIA	13,0	28,7	29,0		9,8	9,9	8,4					
	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA	Sem-P	SPS	FR	MÉDIA
-2022 -	-0-5 cm-				-5-10 cm-				-10-20 cm-			
Pousio	20,9 Cab	52,2 Bc	179,6 Aa	84,3	19,4 B ab	39,9 Aab	35,9 Aab	31,7	11,8 ABab	9,7 Bc	16,0 Aab	12,5
Lab lab	38,1 Ba	51,0 Bc	98,5 Ac	62,5	24,8 a	27,9 c	23,2 c	25,3	13,3 a	9,9 c	12,5 bc	11,9
Milheto	16,0 Cab	56,3 Bc	183,0 Aa	85,1	11,5 Bbc	45,9 Aab	45,2 Aab	34,2	7,3 Bbc	7,8 Bc	20,4 Aa	11,8
C, spectabilis	28,4 Bab	116,1 Aa	132,9 Aa	92,5	16,1 C bc	46,8 Aa	33,4 Bbc	32,1	6,8 Bbc	25,3 Aa	8,9 Bc	13,7
C, juncea	16,2 Cab	91,1 Bb	174,1 Aa	93,8	9,0 Cc	34,1 Abc	19,8 Bc	21,0	7,1 Cbc	20,1 Aab	12,0 Bbc	13,1
Feijão de porco	35,9 Ca	88,7 Bb	133,5 Aa	86,0	22,2 Bab	43,9 Aab	39,1 Aab	35,1	10,1 Bab	11,6 Bc	21,1 Aa	14,2
Feijão Guandu	12,3 Bb	46,7 Ac	51,1 Ad	36,7	9,6 Cc	36,9 Bab	47,5 Aa	31,3	6,2 Cc	19,8 Ab	13,8 Bbc	13,3
MÉDIA	24,0	71,7	136,1		16,1	39,3	34,9		9,0	14,9	14,9	
AMOSTRAS INICIAIS	-0-10 cm-				-10-20 cm-							
	19,5				16,5							

Fonte: A autora (2024). As letras são expostas apenas onde houve diferença significativa.