

LARISSA ESPINOSA DE FREITAS

**SISTEMAS DE CULTIVO DE MILHO DE LONGO PRAZO NO CERRADO:
DINÂMICA DE P NO SOLO E FLUXO DE GASES DE EFEITO ESTUFA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Raphael B. Alves Fernandes

Coorientadores: Ivo Ribeiro da Silva
Leonardus Vergütz
Mauricio Dutra Costa
Samuel V. Valadares

**VIÇOSA-MINAS GERAIS
2022**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

F866s
2022 Freitas, Larissa Espinosa de, 1993-
Sistemas de cultivo de milho de longo prazo no Cerrado:
dinâmica de P no solo e fluxo de gases de efeito estufa / Larissa
Espinosa de Freitas. – Viçosa, MG, 2022.
1 tese eletrônica (82 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Raphael Bragança Alves Fernandes.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Solos, 2022.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2023.416>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Cultivo mínimo. 2. Solos - Manejo. 3. Solos - Teor de
fosfato. 4. Milho - Cultivo. 5. Gases do efeito estufa.
6. Adsorção. 7. Fósforo. I. Fernandes, Raphael Bragança Alves,
1969-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Solos. Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de
Plantas. III. Título.

CDD 22. ed. 631.581

LARISSA ESPINOSA DE FREITAS

**SISTEMAS DE CULTIVO DE MILHO DE LONGO PRAZO NO CERRADO:
DINÂMICA DE P NO SOLO E FLUXO DE GASES DE EFEITO ESTUFA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 19 de dezembro de 2022

Assentimento:

Larissa Espinosa de Freitas
Autora

Raphael Bragança Alves Fernandes
Orientador

Aos meus pais, Maria e Divino, que são
meus raios de sol.
Com gratidão e orgulho,

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela dádiva da vida e acalento nos dias difíceis.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Solos, pelo acolhimento e oportunidade concedida para a realização do curso de Doutorado.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Aos meus pais (Maria e Divino) por serem a minha luz e pelo apoio constante nos anos longe de casa.

Ao Prof. Dr. Raphael pela paciência, disposição, dedicação e orientação.

Aos Prof. Dr. Samuel, Dr. Ivo e Dr. Maurício pela co-orientação, apoio e paciência.

À Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária (EMBRAPA) de Sete Lagoas, em nome do pesquisador Dr. Maurílio, por disponibilizar a área de estudos, aos funcionários e estagiários da Embrapa que dedicaram muito suor na condução dos experimentos de campo, em especial ao Davidson, Jacson e Daniel.

Aos membros da banca examinadora, Prof.^a Dr.^a Marliane de Cássia Soares Da Silva, Prof. Dr. Samuel Vasconcelos Valadares, Prof. Dr. Rafael da Silva Teixeira e Dr. Maurílio Fernandes de Oliveira, por aceitarem prontamente o convite e por contribuírem com sugestões e críticas.

Ao Laboratório de Física do Solo, em especial o Cláudio e Evandro pela receptividade, apoio e disponibilidade durante o período de análises.

Ao Laboratório de Isótopos Estáveis, em especial o Dr. João Milagres e Humberto Rosado, que sempre se colocaram à disposição.

Aos meus amigos da pós-graduação, Maria, Daniel, Naira, Klever, Jonathas e Carol que foram essenciais no meu crescimento profissional e pessoal durante a realização deste trabalho.

À Amanda, Aissa e João Pedro pelo comprometimento, amizade, companheirismo e disposição em seus estágios.

Aos meus amigos do apartamento 1103, que me deram um lar, umas bolachas e muitas risadas.

RESUMO

FREITAS, Larissa Espinosa, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2022. **Sistemas de cultivo de milho de longo prazo no Cerrado: dinâmica de P no solo e fluxo de gases de efeito estufa.** Orientador: Raphael Bragança Alves Fernandes. Coorientadores: Ivo Ribeiro da Silva, Leonardus Vergütz, Maurício Dutra e Samuel Vasconcelos Valadares.

Em condições de cultivo de longo prazo, a atividade microbiológica e a manutenção da matéria orgânica do solo podem ser peças-chaves para a reversibilidade do P adsorvido. Os cultivos sucessivos também podem influenciar a dinâmica da emissão de gases de efeito estufa (GEEs), uma vez que adubações consecutivas, uso de leguminosas e o revolvimento ou não do solo são fatores importantes neste processo. Neste cenário, este estudo objetivou avaliar como o manejo e o cultivo de longo prazo influencia as formas de P, capacidade de recuperação do P adsorvido, comunidade microbiana e fluxo de GEEs de um Latossolo Vermelho que há mais de duas décadas é submetido ao cultivo predominante de milho sob diferentes sistemas de manejo. A área de estudo foi um experimento de longa duração já implementado, no qual foram avaliados os seguintes tratamentos: revolvimento do solo para o cultivo do milho; ausência de revolvimento do solo, com sucessão soja-milho e; área de vegetação nativa típica de Cerrado (referência). Nessas áreas foram coletadas amostras de solo para avaliação das formas de P e atividade enzimática para um primeiro capítulo que objetivou avaliar o efeito de diferentes formas de uso e preparo de solo, no longo prazo, sobre a dinâmica de P e de enzimas ligadas ao ciclo deste nutriente. No segundo capítulo, amostras de solo foram coletadas e acondicionadas em vasos para a montagem de um experimento com plantas de milho em casa de vegetação, o qual teve por objetivo avaliar o efeito do revolvimento do solo e da adição de fungos solubilizadores de fosfatos (FSPs) na recuperação de P adsorvido depois de quase duas décadas de cultivo. No terceiro capítulo, câmaras foram instaladas na área experimental de campo para a coleta dos gases CH₄, CO₂ e N₂O, entre julho de 2019 e fevereiro de 2020, objetivando avaliar como os sistemas de manejo de longo prazo afetam o fluxo de GEEs. Os resultados obtidos revelaram incremento das formas lábeis inorgânicas nas camadas superficiais de todos os sistemas de manejo. A substituição da vegetação nativa pela agricultura reduziu o teor de carbono do solo, efeito minorado na camada mais superficial. O cultivo mínimo foi capaz de manter ou

melhor a atividade de enzimas do solo, componentes considerados importantes na nutrição de plantas e qualidade do solo. A adição de FSPs demonstrou ser capaz de melhorar a dinâmica do P no solo e o desempenho das plantas, de forma semelhante à adubação química. As práticas de preparo do solo e a adubação nitrogenada de cobertura não alteraram as emissões dos GEEs do solo das áreas cultivadas, em comparação ao observado na vegetação nativa. A reversibilidade do P do solo foi incrementada com a adição de FSPs em um solo com acúmulo de formas não lábeis, demonstrando o potencial dessa estratégia para o melhor aproveitamento do nutriente imobilizado. Não se verificaram diferenças das emissões de GEEs das áreas cultivadas e nativa, entretanto, ressalta-se que tal resultado não se pode ser utilizado para se justificar a livre remoção da vegetação nativa.

Palavras-chave: Adsorção de fosfato. Efeito estufa. Cultivo mínimo. Fracionamento de P.

ABSTRACT

FREITAS, Larissa Espinosa, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, December, 2022. **Long-term maize cropping systems in the Cerrado: Soil P dynamics and greenhouse gas fluxes.** Adviser: Raphael Bragança Alves Fernandes. Co-advisers: Ivo Ribeiro da Silva, Leonardus Vergütz, Maurício Dutra and Samuel Vasconcelos Valadares.

The long-term cultivation conditions, soil microbiological activity, and maintenance of soil organic matter may be the keys factors for the reversibility of adsorbed P. Successive cropping can also influence the dynamics of greenhouse gas (GHG) emissions since consecutive fertilization, use of legumes, and whether or not the soil is turned over are important factors for the emission process. Against this backdrop, this study aimed to evaluate how soil management and long-term cultivation influence the P forms, recoverability of adsorbed P, microbial community, and GHG fluxes of a Red Latosol subjected to predominantly maize cultivation under different management systems for over two decades. The study area was a long-term experiment already implemented, in which the following treatments were evaluated: soil tillage for maize cultivation, no soil tillage with soybean-maize succession, and native vegetation area typical of Cerrado (reference). In these areas, soil samples were collected for the first chapter, which aimed to assess the effect of different treatments of soil use and management in the long term on the dynamics of P and enzymes linked to the cycling of this nutrient. In the second chapter, soil samples were collected and conditioned in pots to set up an experiment with maize plants in a greenhouse to evaluate the effect of soil tillage and the addition of phosphate solubilizing fungi (PSFs) on the recovery of adsorbed P after almost two decades of cultivation. In the third chapter, chambers were installed in the experimental field area to collect CH₄, CO₂, and N₂O gases between July 2019 and February 2020 to evaluate how long-term management systems affect GHG fluxes. The results revealed increased labile inorganic forms in the superficial layers of all management systems. The replacement of native vegetation with agriculture has reduced the carbon content of the soil, an effect that is minimized in the uppermost layer. Soil minimal cultivation maintained or improved the activity of soil enzymes, components considered important in plant nutrition and soil quality. Adding PSFs can improve soil P dynamics and plant performance, similar to chemical fertilization. Tillage practices and nitrogen fertilization did not alter soil GHG

emissions in cultivated areas, compared to what was observed in native vegetation. The reversibility of soil P was increased with the addition of PSFs in soil with an accumulation of non-labile forms, demonstrating the potential of this strategy for better utilization of the immobilized nutrient. There were no differences in GHG emissions from cultivated and native areas; however, it should be noted that this result cannot be used to justify the free removal of native vegetation.

Keywords: Phosphate adsorption. Greenhouse effect. Minimum cultivation. P fractionation.

SUMÁRIO

1 – Introdução Geral	10
Referências Bibliográficas.....	12
2 – Capítulo 1. Formas de fósforo em resposta aos sistemas de cultivo de milho longo prazo em solos altamente intemperizados	14
Resumo.....	14
Introdução	15
Material e Métodos.....	16
Resultados e Discussão.....	21
Conclusões	30
Referências Bibliográficas.....	30
3 – Capítulo 2. Como o manejo do solo pode afetar a aquisição de p pelo milho após a aplicação de microrganismos	35
Resumo.....	35
Introdução	36
Material e Métodos.....	38
Resultados e Discussão.....	41
Conclusões	49
Referências Bibliográficas.....	50
4 – Capítulo 3. Emissões de CO₂, N₂O E CH₄ após duas décadas do uso de um Latossolo do Cerrado com distintos sistemas de cultivo do milho	54
Resumo.....	54
Introdução	55
Material e Métodos.....	57
Resultados e Discussão.....	63
Conclusões	77
Referências Bibliográficas.....	78
5- Considerações Finais	82

INTRODUÇÃO GERAL

A expansão da agricultura, em áreas de Cerrado no Brasil, se tornou possível devido ao uso de insumos agrícolas, em especial o de fertilizantes, tendo em vista a necessidade de suprir as necessidades nutricionais das culturas. A consolidação dessa expansão resultou na inserção de diferentes preparos do solo e contínuas adubações inorgânicas (ROY, E.D. *et al.*, 2017). Esse cenário possibilitou o expressivo aumento de produtividade e de áreas destinadas as atividades agrícolas, bem como o aumento no consumo de fertilizantes fosfatados, devido a essencialidade do P no crescimento das plantas e sua dinâmica de adsorção e precipitação no solo (ROY, ERIC D. *et al.*, 2016; WITHERS *et al.*, 2018).

A formação do *legacy P* em solos do Cerrado, devido as contínuas aplicações de fertilizantes, se deu pela adsorção desse nutriente aos óxidos de Ferro (Fe), Alumínio (Al) e ao Cálcio (Ca), em áreas calcárias, que ao longo do tempo forma frações de P não lábil nos solos altamente intemperizados do Cerrado (LAMBERS *et al.*, 2008; OLANDER; VITOUSEK, 2004; ZHANG, HONGZHI *et al.*, 2016). Estratégias de disponibilização desse P não lábil são tratadas como sustentáveis ao meio ambiente, uma vez que esse nutriente advém de fertilizantes de usam de recursos naturais finitos e fabricação onerosa (SHARMA *et al.*, 2013; VANCE; UHDE-STONE; ALLAN, 2003). Os mecanismos biológicos dos fungos na solubilização dessas frações no solo podem se tornar alternativas viáveis para o acesso a essa reserva de P no solo.

Os fungos apresentam importante função na composição da biomassa microbiana do solo, e quando comparados as bactérias, esses possuem alta capacidade de solubilizar P não lábil do solo, apresentando maior exsudação de ácidos orgânicos capazes de converter frações insolúveis em solúveis (GIZAW *et al.*, 2017; KHAN; ZAIDI; WANI, 2007; PRADHAN; SUKLA, 2006). Tendo em vista a capacidade desses microrganismos na metabolização de carbono orgânico, proteínas, ácidos nucléicos e demais compostos orgânicos, sua atividade de imobilização/mineralização influencia na liberação gradativa de P orgânico (Po). A necessidade de regular esses dois processos na rizosfera, favorecendo a mobilização de fosfatos não disponíveis do solo para sua posterior mineralização, podendo aumentar a eficiência do uso de P do solo (ZHANG, LIN *et al.*, 2014).

Embora o Brasil seja uma das vitrines mundiais do uso do plantio direto, quando se analisam mais apropriadamente as áreas destinadas ao cultivo de grãos no Cerrado, nota-se que a grande maioria não atende a todos os pilares do SPD, em especial pela pouca ou nenhuma cobertura do solo e com predomínio da sucessão soja-milho (NUNES *et al.*, 2011). A ausência de práticas eficientes de cobertura do solo favorece os processos de erosão laminar, e consequentes perdas de nutrientes das camadas superficiais do solo (BARBOSA *et al.*, 2021; SHERMAN *et al.*, 2020). Vale ressaltar ainda, dentre outros problemas, a aplicação inadequada de fertilizantes fosfatados, por vezes realizada superficialmente, sem considerar critérios e/ou às recomendações técnicas (SANTOS *et al.*, 2008). Este cenário afeta a disponibilidade de P para plantas como, também, o aumento significativo da emissão de gases de efeito estufa (GEEs) para a atmosfera, como o dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) provenientes da agricultura (PAUSTIAN *et al.*, 2006).

O solo atua como emissor e/ou mitigador de GEEs, variando conforme o uso, preparo do solo, irrigação, aplicação de fertilizantes e fatores edafoclimáticos (BAYER *et al.*, 2016; JACINTHE; LAL, 2006; MOSIER *et al.*, 2005; SKINNER *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2019). Especificamente relacionado manejo do solo, no início da década passada estimava-se que a conversão de 12 milhões de ha para o sistema de plantio direto (PD) até o ano de 2020, poderia ser capaz de remover 138,5 Mt CO₂-Eq. da atmosfera (CERRI *et al.*, 2010). Entretanto, os efeitos do não revolvimento do solo sobre os GEEs ainda são divergentes, variando conforme as propriedades físico-químicas do solo e o manejo das adubações (SHAKOOR *et al.*, 2021). Tais fatores interferem no papel do solo como *pool* de C e na composição da microbiota responsável pelo ciclo do N (LAL, 2003).

Embora não seja ideal, mesmo nessas condições de uso incompleto das premissas do SPD, o não revolvimento do solo e os diferentes sistemas radiculares das culturas podem auxiliar no melhor aproveitamento do *legacy P* e na mitigação dos GEEs em comparação a cultivos convencionais. Esta prática tem sido denominada de cultivo mínimo e não propriamente de sistema plantio direto. Em condições de cultivos de longo prazo, a avaliação dos atributos do solo e manutenção de suas funções ecológicas e sociais, a avaliação de sua fertilidade, principalmente do P, da comunidade microbológica e da emissão de fluxos de gases de efeito estufa possibilitam o entendimento da ciclagem de nutrientes em respostas aos diferentes preparos de solo.

Diante do exposto, o presente estudo objetiva avaliar o efeito do manejo e cultivo de longo prazo sobre as formas de P, a capacidade de recuperação do P adsorvido, a comunidade microbiana e o fluxo de gases do efeito estufa de um Latossolo Vermelho que há mais de duas décadas tem sido submetido ao cultivo predominante de milho sob diferentes manejos.

Para alcançar esses objetivos, a presente tese será estruturada em três capítulos, que serão descritos à continuação e cujos objetivos específicos são a seguir elencados:

- a) avaliar o efeito de diferentes formas de uso e preparo de solo, por mais de duas décadas, sobre a dinâmica de P em um Latossolo do Cerrado cultivado com milho;
- b) avaliar a capacidade de fungos na recuperação de P adsorvido em um Latossolo do Cerrado submetido a mais de duas décadas de cultivo; e
- c) avaliar como sistemas de manejo de longo prazo de um Latossolo do Cerrado afetam o fluxo de gases do efeito estufa (GEEs).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBOSA, F. T. *et al.* The effects of previous crop residue, sowing direction and slope length on phosphorus losses from eroded sediments under no-tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 206, p. 1-9, 2021.
- BAYER, C. *et al.* Mitigating greenhouse gas emissions from a subtropical Ultisol by using long-term no-tillage in combination with legume cover crops. **Soil and Tillage Research**, v. 161, p. 86–94, 2016.
- CERRI, C. C. *et al.* Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, v. 67, p. 102–116, 2010.
- GIZAW, B. *et al.* Phosphate Solubilizing Fungi Isolated and Characterized from Teff Rhizosphere Soil Collected from North Showa and Gojam, Ethiopia. **Journal of Fertilizers & Pesticides**, v. 8, p. 2–9, 2017.
- JACINTHE, P. A.; LAL, R. Methane oxidation potential of reclaimed Grassland soils as affected by management. **Soil Science**, v. 171, p. 772–783, 2006.
- KHAN, S. M.; ZAIDI, A.; WANI, P. A. Role of phosphate-solubilizing microorganisms in sustainable agriculture-A review. **Agron. Sustain. Dev**, v. 27, p. 29–43, 2007.
- LAL, R. Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 22, p. 151–184, 2003.
- LAMBERS, H. *et al.* Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. Trends in Ecology and Evolution. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, p. 95-103, 2008.
- MOSIER, A. R. *et al.* Measurement of net global warming potential in three

- agroecosystems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 72, p. 67–76, 2005.
- NUNES, R. S. *et al.* Sistemas de manejo e os estoques de carbono e nitrogênio em latossolo de cerrado com a sucessão soja-milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 4, p. 1407–1419, 2011.
- OLANDER, L. P.; VITOUSEK, P. M. Biological and geochemical sinks for phosphorus in soil from a wet tropical forest. **Ecosystems**, v. 7, p. 404–419, 2004.
- PAUSTIAN, K. *et al.* *Agriculture's Role in Greenhouse Gas Mitigation*. Arlington: FAO, 2006.
- PRADHAN, N.; SUKLA, L. B. Solubilization of inorganic phosphates by fungi isolated from agriculture soil. **African Journal of Biotechnology**, v. 5, p. 850–854, 2006.
- ROY, E.D. *et al.* Soil phosphorus sorption capacity after three decades of intensive fertilization in Mato Grosso, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 249, p. 206–214, 2017.
- ROY, E. D. *et al.* The phosphorus cost of agricultural intensification in the tropics. **Nature Plants**, v. 2, p. 1–6, 2016.
- SHAKOOR, A. *et al.* A global meta-analysis of greenhouse gases emission and crop yield under no-tillage as compared to conventional tillage. **Science of the Total Environment**, v. 750, p. 1-9, 2021.
- SHARMA, S. B. *et al.* Phosphate solubilizing microbes: sustainable approach for managing phosphorus deficiency in agricultural soils. **SpringerPlus**, v. 2, p. 2-14, 2013.
- SHERMAN, J. F. *et al.* Influence of Soil and Manure Management Practices on Surface Runoff Phosphorus and Nitrogen Loss in a Corn Silage Production System: A Paired Watershed Approach. **Soil Systems**, v. 5, p. 2-20, 2020.
- SKINNER, C. *et al.* The impact of long-term organic farming on soil-derived greenhouse gas emissions. **Scientific Reports**, v. 9, p. 1-10, 2019.
- VANCE, C. P.; UHDE-STONE, C.; ALLAN, D. L. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. **New Phytologist**, v. 157, p. 423–447, 2003.
- WANG, B. *et al.* Soil aggregates as biogeochemical reactors and implications for soil–atmosphere exchange of greenhouse gases—A concept. **Global Change Biology**, v. 25, p. 373–385, 2019.
- WITHERS, P. J. A. *et al.* Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, v. 8, p. 1–13, 2018.
- ZHANG, H. *et al.* Soil potential labile but not occluded phosphorus forms increase with forest succession. **Biology and Fertility of Soils**, v. 52, p. 41–51, 2016.
- ZHANG, L. *et al.* Reducing carbon: phosphorus ratio can enhance microbial phytin mineralization and lessen competition with maize for phosphorus. **Journal of Plant Interactions**, v. 9, p. 850–856, 2014.

CAPÍTULO 1

FORMAS DE FÓSFORO EM RESPOSTA AOS SISTEMAS DE CULTIVO DE MILHO LONGO PRAZO EM SOLOS ALTAMENTE INTEMPERIZADOS

RESUMO

O fósforo é o nutriente que mais limita a produtividade vegetal em condições tropicais e o manejo do solo afeta diretamente sua disponibilidade. Entretanto poucos são os estudos com cultivos de longo prazo que permitem avaliar a dinâmica de formas de P no solo. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de diferentes formas de uso e preparo de solo, por mais de duas décadas, sobre a dinâmica de P em um Latossolo do Cerrado cultivado com milho. Os tratamentos foram formados por áreas preparadas (com arado de disco e com grade combinada com subsolagem), e sem revolvimento do solo (cultivo mínimo). Uma área de vegetação nativa do Cerrado foi utilizada como referência. O fracionamento químico e sequencial de Hedley foi utilizado para se avaliar o efeito dos tratamentos sobre o acúmulo de formas orgânicas (Po bic, Po NaOHI e Po NaOHII) e inorgânicas (de PiRTA, Pibic, PiNaOHI, PiHCl e PiNaOHII) de P, bem como sobre a dinâmica de frações mais e menos lábeis desse nutriente, em amostras de solo coletadas em quatro profundidades (0–5, 5–10, 10–20 e 20–40 cm). As mostras de solo foram coletadas até 10 cm de profundidade foram utilizadas na avaliação da atividade das enzimas arilsulfatases, β -glucosidase e fosfodiesterase. Os resultados revelaram incremento das formas lábeis inorgânicas (Pi) nas camadas superficiais em todos os sistemas de manejo, com e sem revolvimento. A substituição da vegetação nativa do Cerrado pela agricultura reduz o teor de carbono do solo, efeito que é minorado na camada mais superficial, com a adoção do cultivo mínimo. O cultivo mínimo é capaz de manter ou melhorar a atividade de enzimas do solo que são importantes para a nutrição de plantas e a qualidade do solo.

Palavras-chave: adsorção de fosfato, fracionamento de Hedley, cultivo mínimo.

1. INTRODUÇÃO

O P é o nutriente que mais limita a produtividade e produção agrícola (BOMEISL *et al.*, 2020) bem como, também, na adoção de atividades agropecuárias em 40 % dos solos do planeta (DU *et al.*, 2020) ou mesmo em até 12% das áreas agrícolas (ROY, ERIC D. *et al.*, 2016). Tal situação é ainda mais relevante em regiões tropicais e subtropicais, onde predominam solos muito intemperizados, naturalmente pobres em P e, em sua maioria, ricos em óxidos de Fe e Al (BAHIA FILHO *et al.*, 1983), minerais que apresentam alta capacidade de adsorção deste nutriente. Nestas áreas, é frequente o uso contínuo de fertilizantes fosfatados, prática que permitiu consolidar o aumento da produção agrícola e pecuária nos trópicos (O'NEILL *et al.*, 2018).

A adoção de práticas conservacionistas do solo, como o Sistema de Plantio Direto (SPD), possibilitaram a regularidade e até mesmo o aumento da produtividade agrícola no Cerrado (CORBEELS *et al.*, 2016), o que tem a ver, em parte, com a dinâmica do |P no solo. Neste sistema, o melhor aproveitamento de P pelas plantas pode ser associado ao não revolvimento do solo, que propicia menor adsorção em comparação a sistemas que revolvem a camada superficial e, potencialmente, expõem novos sítios de adsorção devido a desagregação e aumento da superfície de contato dos colóides com o P (PAVINATO; MERLIN; ROSOLEM, 2009; TIECHER *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2018). O incremento da matéria orgânica do solo (MOS) no SPD também atua na manutenção e estrutura e agregação do solo, eficiência no uso da água, ciclagem de nutrientes, emissões gasosas e produtividade agrônômica (LAL, 2016). Adicionalmente, no SPD tem-se a rotação de culturas, prática que permite a exploração de P do solo sob diferentes arranjos radiculares, incluindo associações micorrízicas (BOLO *et al.*, 2021), exsudação de ácidos orgânicos, quelatação de cátions, liberação de enzimas para mineralização do P orgânico (PRADHAN; SUKLA, 2006) e predomínio de raízes finas nas camadas superficiais (ZHOU *et al.*, 2021).

A preocupação com o uso eficiente dos fertilizantes fosfatados em solos tropicais é reflexo da magnitude do *legacy P* em solos do Cerrado, para os quais se estima uma fixação de 14 kg ha⁻¹ ano de P (ROY *et al.*, 2017) em formas pouco lábeis no solo (NUNES, MÁRCIO R. *et al.*, 2020). Esse acúmulo pode ser considerado uma reserva potencial de fonte de P no futuro, uma vez que as rochas fosfáticas são finitas e concentradas geopoliticamente (BAVEYE, 2015). Contudo é necessário avaliar a

reversibilidade desse P fixado à solução do solo e experimentos de longa duração são necessários para melhor compreensão do efeito de diferentes práticas de manejo sobre a dinâmica de P. Um dos poucos exemplos mundiais são os experimentos conduzidos na Estação de Rothamsted, na Inglaterra, onde mesmo após 100 anos da aplicação de fertilizantes, formas pouco lábeis de P continuam suprimindo a demanda nutricional das plantas (JOHNSTON; POULTON, 2019). Contudo, tais experimentos são pouco comuns em regiões tropicais.

As condições de acúmulo de P ao longo do tempo em solos do Cerrado são afetadas pelos diferentes manejos adotados, refletindo na dinâmica própria e natural dos arranjos espaciais e estruturais de microrganismos e nutrientes (BEVER; PLATT; MORTON, 2012). Essa condição afeta assim a atividade de enzimas, que são considerados indicadores da saúde do solo (MENDES *et al.*, 2021) e que são fundamentais na mineralização de P orgânico (CHAVARRO-BERMEO *et al.*, 2022). Assim, fatores como o teor de matéria orgânica do solo (MOS) e a atividade microbiológica são fundamentais para entender como ocorre a dinâmica do suprimento de P à solução do solo (GUPPY *et al.*, 2005). Essas respostas biológicas são consideradas com um indicador sensível para se avaliar em até que ponto as frações de P refletem na disponibilidade (NAKAYAMA; WADE; MARGENOT, 2021; SCHAAP *et al.*, 2021).

Na avaliação da dinâmica de P no sistema solo-planta são comuns a separação e quantificação de diferentes formas do nutriente. Procedimentos analíticos denominados de fracionamento são então utilizados, nos quais diferentes extratores ou soluções são usadas de forma sequencial para se alcançar distintas formas do elemento. Um dos fracionamentos mais comumente utilizados é o proposto por Hedley *et al.* (1982), que visa discriminar as frações inorgânicas (Pi) e orgânicas (Po) do fósforo, desde formas mais disponíveis até às mais estáveis (HOU *et al.*, 2016; NEGASSA; LEINWEBER, 2009; YANG; POST, 2011).

Diante do exposto, este estudo tem como hipótese que o não revolvimento do solo e a conservação da matéria orgânica mantém o P em formas mais disponíveis e objetivo foi avaliar o efeito de diferentes formas de uso e preparo de solo realizados por mais de duas décadas, sobre a dinâmica de P e de enzimas ligadas ao ciclo deste nutriente em um Latossolo do Cerrado cultivado com milho.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O experimento de longo prazo foi instalado no ano de 1994 na estação experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Milho e Sorgo), no município de Sete Lagoas (19°27.408' S e 44°10.939' W), em área de Cerrado no Estado de Minas Gerais (Figura 1). De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é tipo Cwa, sendo chuvoso no inverno e quente no verão, e com temperatura média de 22 °C. O solo da área experimental é classificado como um Latossolo Vermelho (SANTOS *et al.*, 2018) de textura muito argilosa (75% de argila). A área está localizada a uma altitude de 786 m.

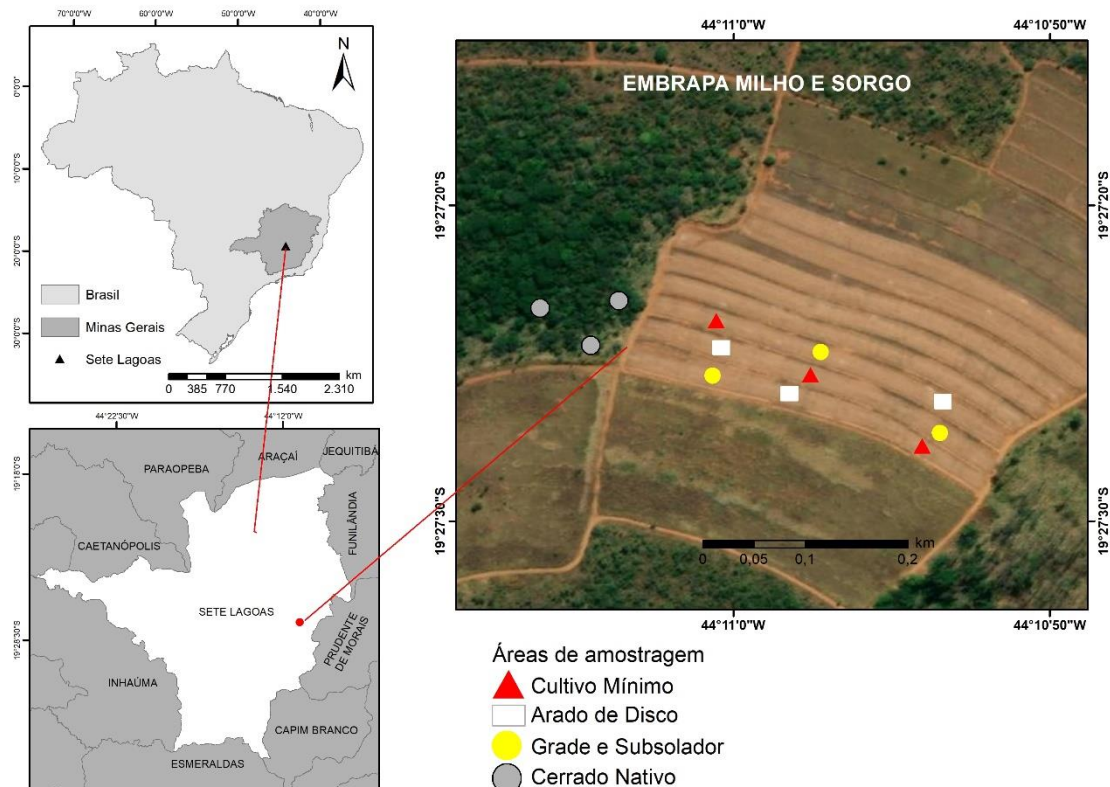


Figura 1. Localização do município de Sete Lagoas, MG, local de condução do experimento.

Os manejos selecionados para o presente estudo foram: CM (cultivo mínimo), AD (arado de discos) e GS (combinação de grade e subsolagem). Estes fatores foram casualizados em blocos, formando unidades experimentais de 320 m². O cultivo exclusivo do milho nas unidades AD e GS ocorre desde a safra 2004/2005,

substituindo a sucessão soja/milho em anos anteriores (OLIVEIRA *et al.*, 2014). Na área CM, essa mesma sucessão ocorre desde a safra 1994/1995, ou seja, desde o início do experimento. No inverno todas as unidades experimentais são mantidas em pousio com a manutenção da palhada do milho sobre o solo, não havendo cultura de cobertura (Figura 2). Uma área de vegetação nativa típica de Cerrado (CN) mantida próxima da área experimental foi utilizada como referência.

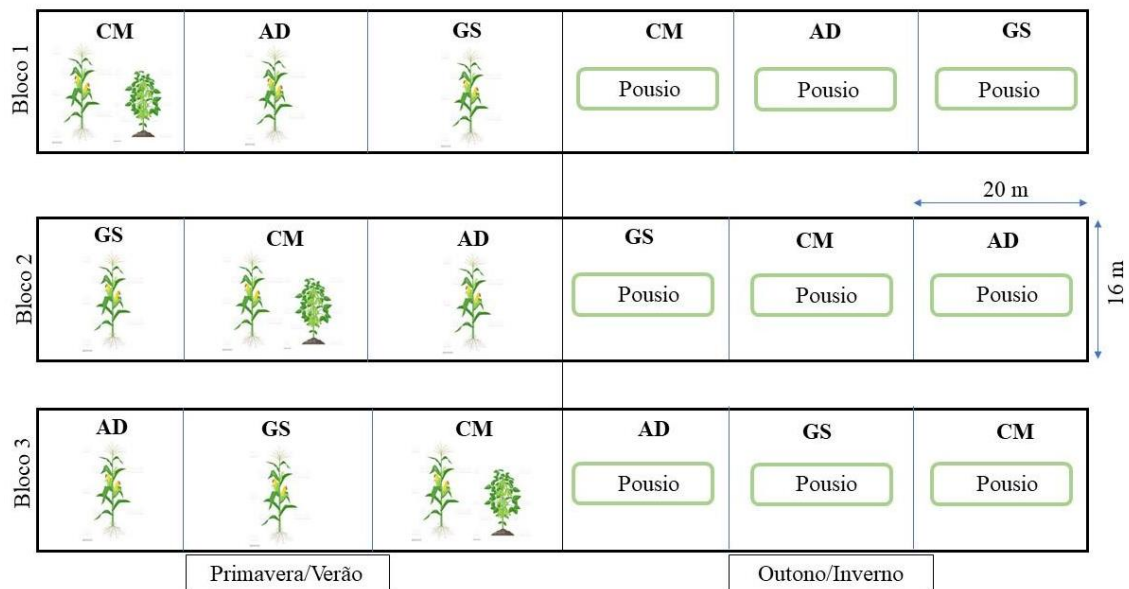


Figura 2. Representação da organização dos tratamentos nos blocos nas diferentes estações do ano. AD= arado de disco; CM= cultivo mínimo; GS = grade e subsolador.

Nas operações de revolvimento do solo são utilizados três discos de 32" de diâmetro e grade niveladora no tratamento AD, e um subsolador com três hastes até 40 cm de profundidade e grade aradora com 16 discos de 28" de diâmetro no tratamento GS.

As operações de calagem e gessagem são realizadas a lanço antes do início do período chuvoso e antes das operações de preparo do solo. A adubação de plantio é realizada anualmente, com utilização da formulação de NPK 08-28-16+Zn entre os anos de 2007 a 2013 e NPK 08-28-16+Zn+B entres os anos de 2013 a 2020, na linha de plantio da soja e do milho, com o auxílio de uma semeadora/adubadora. A adubação de cobertura ocorre após no surgimento da 6ª folha do milho. As quantidades aplicadas estão descritas na Tabela 1.

Amostragem do solo

Para o presente estudo foram coletadas seis amostras simples em cada unidade experimental, três nas linhas e três entre as linhas de plantio do milho, para a formação de uma amostra composta. As coletas foram realizadas nas profundidades de 0–5, 5-10, 10–20 e 20–40 cm de profundidade, após a colheita da safra 2017/2018, portanto, após 23 anos do início do experimento. As amostras foram secas ao ar (TFSA) e passadas em peneiras de malha de 2 mm para análises.

Tabela 1. Doses de fertilizantes aplicadas nos tratamentos avaliados no decorrer do tempo.

Anos	Período	Operações	Soja	Milho
2007 a	Set.	Calagem/Gessagem	1 t ha ⁻¹	1 t ha ⁻¹
2013	Out./Nov.		18 kg ha ⁻¹ P	24 kg ha ⁻¹ de N
			19 kg ha ⁻¹ de K	36 kg ha ⁻¹ P
		Plantio	1,12 kg ha ⁻¹ de Zn	38 kg ha ⁻¹ de K
				2,5 kg ha ⁻¹ de Zn
	Dez./Jan.	Cobertura	x	40 kg ha ⁻¹ de N
2013 a	Set.	Calagem/Gessagem	1 t ha ⁻¹	1 t ha ⁻¹
2020	Out./Nov.		30 kg ha ⁻¹ P	40 kg ha ⁻¹ de N
			33 kg ha ⁻¹ de K	61 kg ha ⁻¹ P
		Plantio	1,25 kg ha ⁻¹ de Zn	66 kg ha ⁻¹ de K
			0,25 kg ha ⁻¹ de B	2,5 kg ha ⁻¹ de Zn
				0,5 kg ha ⁻¹ de B
	Dez./Jan.	Cobertura	x	132 kg ha ⁻¹ de N

As amostras em TFSA foram destinadas a determinação do carbono orgânico total do solo (COT) (YEOMANS; BREMNER, 1988) e Fracionamento de P (HEDLEY; STEWART; CHAUHAN, 1982).

As formas inorgânicas e orgânicas de P do solo foram avaliadas por fracionamento químico do solo, conforme descrito por Hedley et al. (1982) e modificado por Condon e Goh (1989). Para a análise, amostra inicial de 1,5 g de solo foi submetida ao fracionamento sucessivo que incluiu: i) formas inorgânicas extraídas com resina de troca aniônica (RTA), PiRTA; ii) formas inorgânicas (Pibic) e orgânicas (Pobic) extraídas em NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ a pH 8,5; iii) formas inorgânicas (PiNaOH I)

e orgânicas (PoNaOH I) extraídas em NaOH 0,1 mol L⁻¹; iv) formas inorgânicas extraídas em HCl 1,0 mol L⁻¹ (PiHCl); e por fim, formas inorgânicas (PiNaOH II) e orgânicas (PoNaOH II) extraídas em NaOH 0,5 mol L⁻¹. O P residual (Presi) foi obtido após digestão ácida com H₂SO₄ concentrado e 30% H₂O₂. As frações orgânicas foram determinadas pela diferença entre P total e P inorgânico (Pi). O teor de P total foi obtido após digestão com H₂SO₄ (1:1) e persulfato de amônio 7,5% (m/v) (USEPA, 1971) de suspensões obtidas após extração com NaHCO₃ e cada uma das duas soluções de NaOH. As alíquotas reservadas para a obtenção Pi dos extratores NaHCO₃ e NaOH foram acidificadas com H₂SO₄ 0,9 mol L⁻¹ e previamente centrifugadas (MARANGUIT; GUILLAUME; KUZYAKOV, 2017). A determinação dos teores de P em todos os extratos foi efetuada por meio da redução de fosfomolibdato com vitamina C, como modificado por Braga e Defelipo (1974).

Na interpretação dos resultados, os teores de Pi e Po foram agrupados conforme a labilidade das frações avaliadas em: formas lábeis (PiRTA + Pibic + Pobic); formas totais (PiNaOH I + PoNaOH I + PiNaOH II + PoNaOH II + PiHCl + Presi) (TIECHER *et al.*, 2012).

Foram determinadas também a concentração das enzimas arilsulfatases, β -glucosidase e fosfodiesterase na profundidade de 0-10 cm da área em estudo. Amostras compostas foram coletadas em 2020, 26 anos após o início do experimento, que foram conservadas refrigeradas (10°C) até o momento das análises. A análise enzimática teve como princípios a determinação colorimétrica do p-nitrofenol liberado após incubação das amostras com solução tamponada de p-nitrofenil, conforme proposto por Tabatabai (1994) para as arilsulfatases e β -glucosidades e Browman e Tabatabai (1978) para a fosfodiesterase.

Análises estatísticas

Os teores de P obtidos pelos extratores sequenciais foram analisados considerando um arranjo em parcela subdividida 3x4, considerando os três manejos (CM, AD e GS) e quatro profundidades. A área de Cerrado nativo foi utilizado apenas para comparação. Os efeitos gerais dos fatores foram estudados pela análise de variância (ANOVA), utilizando-se o pacote estatístico “ExpDes” (FERREIRA; CAVALCANTI; NOGUEIRA, 2014), considerando os fatores e interações significativos ($p < 0,05$) pelo teste de F. Os efeitos de cada um dos níveis dos fatores foram desdobrados pelo método de agrupamento de médias pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Tendo em vista que os dados de $P_{i\ rta}$, $P_{o\ bic}$, $P_{o\ NaOHI}$ e $P_{o\ NaOHII}$ não seguiram os pressupostos da análise de variância, os mesmos foram pré-processados, utilizando-se o pacote estatístico de transformação de dados “BestNormalize” (PETERSON, 2020) com a transformação *orderNorm* (BARTLETT, 1947; CRAN., 2022).

Os dados foram compilados em gráficos utilizando se o pacote “ggplot2” em alta resolução (dpi = 600) (WICKHAM *et al.*, 2020).

O teste *posthoc* de Dunnett ($p < 0,05$) foi utilizado para comparar as médias das atividades enzimáticas dos manejos em relação à área controle (CN), por meio do pacote estatístico “ExpDes” (FERREIRA; CAVALCANTI; NOGUEIRA, 2014).

A análise de correlação de Pearson também foi realizada para se avaliar a relação entre as variáveis $P_{i\ RTA}$, P_{ibic} , P_{obic} , Arilsulfatase, β -glucosidase e Fosfodiesterase.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fracionamento de P

O cultivo por mais de duas décadas proporcionou maiores teores de $P_{i\ RTA}$ e P_{ibic} no preparo do solo com arados de discos em relação ao preparo com grade e subsolador e ao cultivo mínimo na camada mais superficial do solo (0-5 cm). Os valores verificados foram de 26,15 mg kg⁻¹ (AD), 13,99 mg kg⁻¹ (GS) e 13,15 mg kg⁻¹ (CM) para $P_{i\ RTA}$, e de 24,45 mg kg⁻¹ (AD), 16,92 mg kg⁻¹ (GS) e 19,70 mg kg⁻¹ (CM) para P_{ibic} (Figura 3a e 3b). Apenas no arado de discos, os teores de P-RTA obtidos superaram os 15 mg kg⁻¹ indicado como ótimo para culturas anuais (RAIJ; QUAGGIO; DA SILVA, 1986). Ao se utilizar o arado de discos no preparo, cujo revolvimento do solo pode alcançar até 20 cm de profundidade, o P pode estar constante movimentação nessas camadas, contribuindo para a concentração desse nutriente nas camadas mais superficiais, corroborando com o que foi observado por Eberhardt *et al.* (2021) em Latossolos do Cerrado.

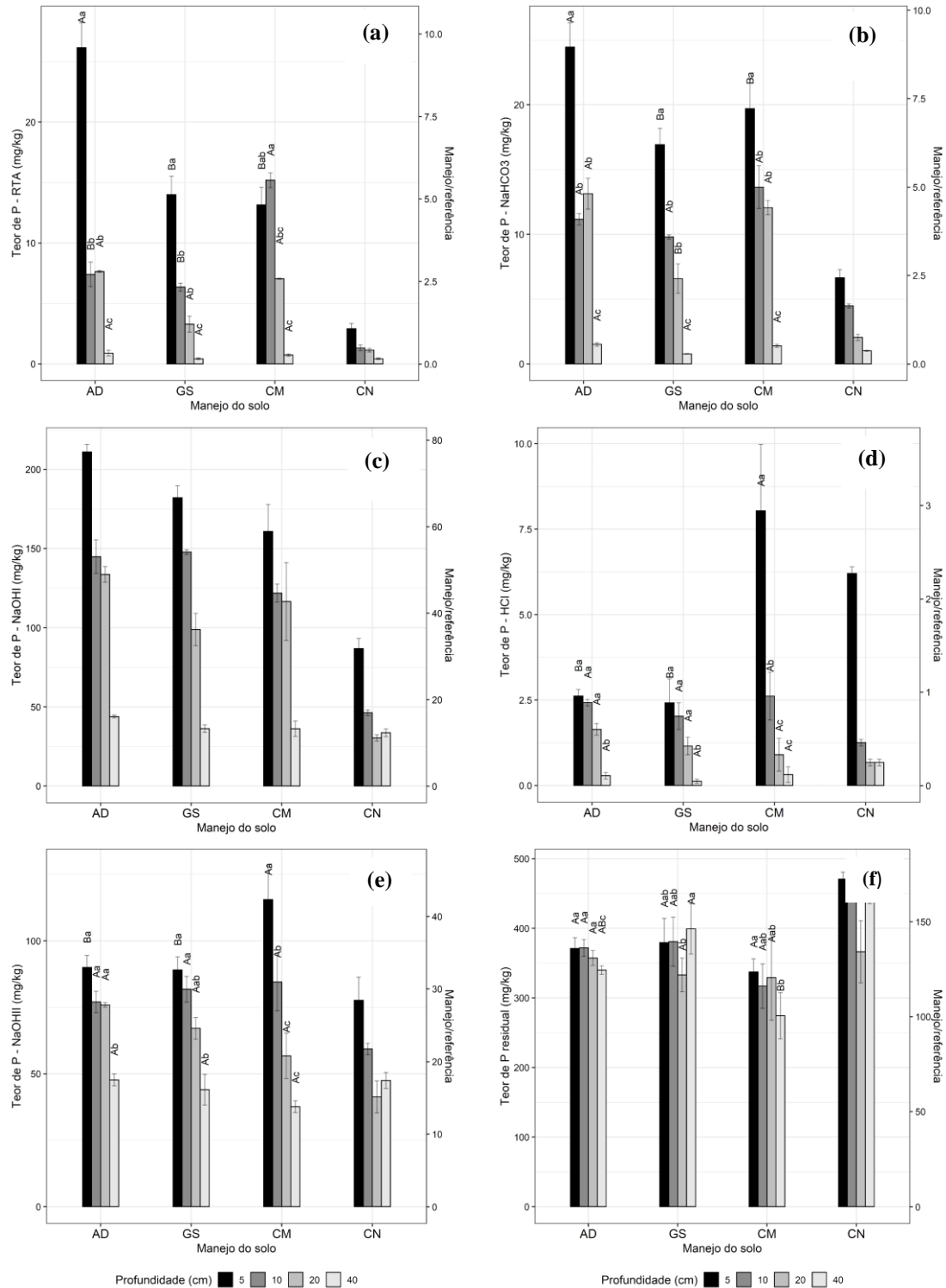


Figura 3. Concentração de P nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20ccm e 20-40 cm e em diferentes usos e manejos segundo o fracionamento de Hedley: (a) PiRTA; (b) Pibic; (c) PiNaOH; (d) PiHCl; (e) PiNaOHII; (f) P-residual. Médias seguidas de mesma letra maiúsculas nos manejos dentro de cada profundidade, e mesma letra minúscula nas profundidades dentro de cada manejo não se diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Ausência de letras indicam não haver interação significativa entre manejo e profundidade. Barras indicam o erro padrão. Tratamentos: AD – arado de discos, GS – grade + subsolador, CM – cultivo mínimo, CN – Cerrado nativo.

Na profundidade de 5 a 10 cm, os teores de Pi-RTA e Pibic foram superiores no cultivo mínimo. A ausência de revolvimento do solo ao longo de mais de duas décadas pode ter auxiliado na concentração de P nesta camada. No caso do plantio direto, sistema semelhante ao avaliado neste estudo, o maior teor de Pi lábil verificado é associado à camada de predomínio das raízes (NUNES *et al.*, 2020).

Na profundidade de 5 a 10 cm, os teores de Pi-RTA e Pibic foram superiores no cultivo mínimo. A ausência de revolvimento do solo ao longo de mais de duas décadas pode ter auxiliado na concentração de P nesta camada. No caso do plantio direto, sistema semelhante ao avaliado neste estudo, o maior teor de Pi lábil verificado é associado à camada de predomínio das raízes (NUNES *et al.*, 2020).

As formas inorgânicas de P extraídas por NaOHI e NaOHII podem ser associadas ao efeito dos óxidos de Fe e Al. Os Latossolos do Cerrado apresentam altos teores de argilas de baixa atividade e óxidos de Fe e Al (VENDRAME *et al.*, 2012), influenciando a disponibilidade de Pi, devido à quimissorção de óxidos de Fe e Al (HINSINGER, 2001). No presente estudo não se verificaram diferenças entre os manejos cultivados para os teores de NaOHI (Figura 3c), mas claramente houve um aumento dessas formas em relação ao Cerrado. Para NaOHII houve um acúmulo maior até 5 cm de profundidade no cultivo mínimo (Figura 3e).

O P extraído por HCl 1 mol L⁻¹ representa os compostos P-Ca (HEDLEY; STEWART; CHAUHAN, 1982), que foram maiores na área de cultivo mínimo até 5 cm de profundidade (Figura 3d), o que pode ser reflexo da calagem e fertilização superficiais realizadas ao longo de mais de duas décadas. Esse processo de precipitação pode ter contribuído para acúmulo de formas não lábeis e redução das formas lábeis neste sistema mais conservacionista. As formas de P não lábeis foram constituídas basicamente pela análise do P residual (Figura 3f), uma vez que a contribuição de PiHCl foi sempre muito baixa. De 20 a 40 cm de profundidade, não foram observadas diferenças entre os manejos para nenhum extrator inorgânico.

Entre as frações orgânicas, os diferentes manejos se diferenciaram apenas na fração NaOHII (Figura 4c), mesmo após mais de duas décadas de uso do solo, com os maiores teores encontrados no cultivo mínimo, corroborando com o que foi encontrado por Pavinato *et al.* (2009) e Eberhardt *et al.* (2021) em solos cultivados do Cerrado sob manejos sem revolvimento. A distribuição vertical do PoNaOHII, com os maiores teores na camada superficial (0 a 5 cm), pode estar relacionada com a distribuição da MOS no perfil do solo no cultivo mínimo (MARANGUIT; GUILLAUME;

KUZYAKOV, 2017). As baixas taxas de acumulação de formas orgânicas com a aplicação de fertilizantes inorgânicos e ausência de uma rotação de culturas e cobertura do solo mais efetiva podem ter influenciado esses resultados (SIMPSON *et al.*, 2011).

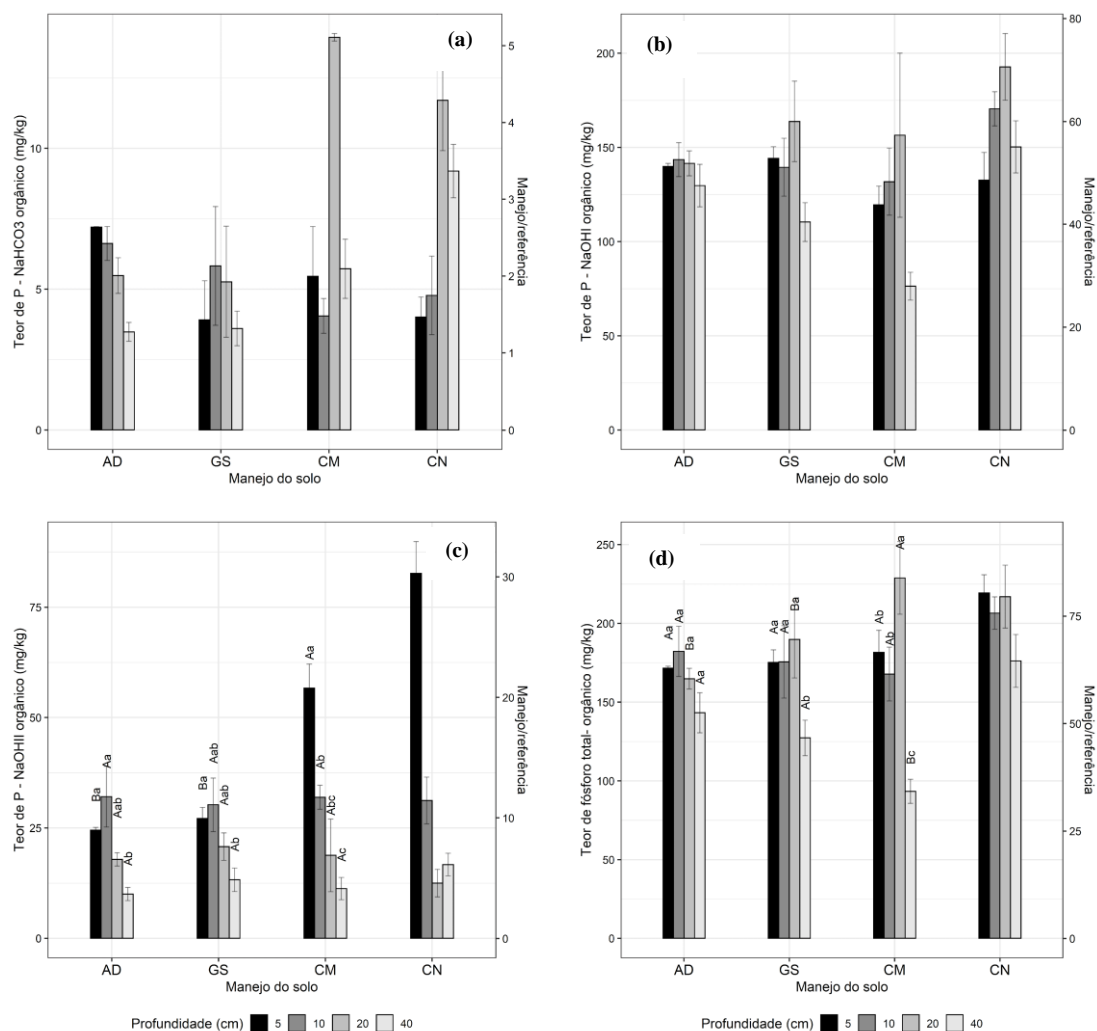


Figura 4. Concentração de P orgânico nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20cm e 20-40 cm e em diferentes usos e manejos: (a) Pobic (b) PoNaOH; (c) PoNaOHII; (d) Po total. Médias seguidas de mesma letra maiúsculas nos manejos dentro de cada profundidade, e mesma letra minúscula nas profundidades dentro de cada manejo não se diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Ausência de letras indicam não haver interação significativa entre manejo e profundidade. Barras indicam o erro padrão. Tratamentos: AD – arado de discos, GS – grade + subsolador, CM – cultivo mínimo, CN – Cerrado nativo.

Carbono no solo

Os maiores teores de C orgânico total do solo depois de mais de duas décadas de cultivo de milho foram obtidos no cultivo mínimo na profundidade até 5 cm (Figura

5). A partir desta profundidade, não se verificaram diferenças entre os tratamentos. Esse resultado é reflexo da manutenção da palhada de diferentes espécies (milho e soja) bem como a maior concentração de raízes na camada superficial (MARTÍNEZ *et al.*, 2016). A manutenção/entrada de resíduos de diferentes labilidades confere maiores condições de estabilização da MOS, o que é contrastante com situações de pousio ou revolvimento do solo, que por sua vez, aceleram a mineralização da matéria orgânica (RIGON; FRANZLUEBBERS; CALONEGO, 2020). Os resultados indicam que, mesmo cultivos que não atendam a todos os preceitos do plantio direto, podem resultar, no longo prazo, em melhoria na qualidade do solo, pelo menos no que diz respeito à incorporação de carbono ao solo. As concentrações de COT, de maneira geral, diminuíram com a profundidade do solo em todos os manejos e no Cerrado.

A razão entre C:Po total foi reduzida com a substituição da vegetação nativa pelo cultivo do milho na camada mais superficial (0-5 cm). O maior valor desta razão dentre as áreas cultivadas foi verificado no cultivo mínimo (55,03), seguido do uso do arado de discos (32,04) e combinação grade e subsolador (29,69) (Figura 6). Na área de Cerrado, a razão foi de 62,80. A partir desta camada superficial em direção à subsuperfície (40 cm), a razão C:Po foi declinando em todas as áreas avaliadas.

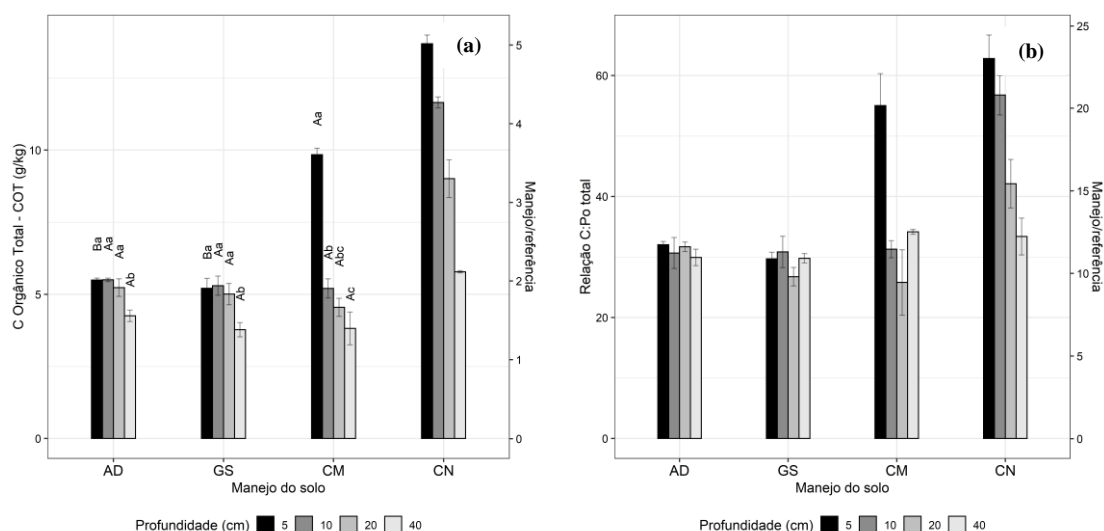


Figura 5. Teores de C (a) e relação C:Po (b) nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20cm e 20-40 cm e em diferentes usos e manejos. Médias seguidas de mesma letra maiúsculas nos manejos dentro de cada profundidade, e mesma letra minúscula nas profundidades dentro de cada manejo não se diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Ausência de letras indicam não haver interação significativa entre manejo e profundidade. Barras indicam o erro padrão. Tratamentos: AD – arado de discos, GS – grade + subsolador, CM – cultivo mínimo, CN – Cerrado nativo.

Segundo Dalai (1977) relações C:Po acima de 200 favorecem a imobilização de Pi em Po, algo que parece não estar sendo favorecido. Independente do manejo adotado, as frações orgânicas podem, por outro lado, estar influenciando a disponibilidade de Pi, com a mineralização de Po em Pi. De acordo com Tiecher *et al.* (2018), em sistemas conservacionistas de cultivo (como CM) ocorre melhor equilíbrio entre os pools de P orgânico e inorgânico que possam abastecer o P em solução.

Labilidade

Ao se analisar as formas lábeis (PiRTA + Pibic + Pobic) de P no solo (Figura 6), o aumento dessas formas na área cultivada foi de 7,7%; 7,3% e 12,9%, na camada mais superficial (0 - 5 cm), para CM, GS e AD, respectivamente. Essa pequena proporção da fração lábil em solos argilosos é coerente com a elevada capacidade de imobilização do P adicionado, e corrobora valores normalmente encontrados para solos tropicais cultivados, em torno de 5 a 7% (YANG; POST, 2011).

Vale ressaltar que a forma lábil de P extraída pelo fracionamento de Hedley (1982) pode ser considerado um índice confiável (HOU *et al.*, 2018), uma vez que a resina de troca aniônica simula os mecanismos das raízes na absorção de P (AMER *et al.*, 1955), e NaHCO₃ reabastece o que foi retirado da solução por meio da dessorção do P da fase sólida por meio da substituição com o HCO₃ (TIESSEN e MOIR, 2007). Diante desses mecanismos ocorre a extração de P sem que haja dissolução de P fortemente adsorvido aos minerais (KLOTZBÜCHER *et al.*, 2019), o que reduz a superestimação das formas lábeis.

Ao se estimar os valores totais de P, os demais extratores sequenciais são importantes, contudo, são considerados tendenciosos na estimativa de formas moderadamente lábil e não-lábil, no qual diversos estudos reportam que esta parte da metodologia é arbitrária, sendo fundamental o entendimento mais aprofundado dos mecanismos extrações de P das etapas subjacentes a fim de identificar métodos confiáveis (BARROW *et al.*, 2020; KLOTZBÜCHER *et al.*, 2019; SYERS; JOHNSTON; CURTIN, 2008).

Os acúmulos de nutrientes no solo são determinados pelas entradas crescentes de insumos ou pelas exportações via colheita (ACOSTA-MARTÍNEZ; TABATABAI, 2000; DE OLIVEIRA *et al.*, 2020). Em áreas cultivadas, esta dinâmica pode ainda ser afetada por perdas proporcionadas pela erosão. Tais perdas são relatadas em áreas com preparo convencional e em áreas de manejo mais

conservacionista quando se verifica dificuldades na manutenção da palhada do solo (LI *et al.*, 2019). No presente estudo, a prática do cultivo mínimo pode não ter sido capaz de estocar mais P do que os manejos convencionais devido a fatores que incluem: taxa semelhante de exportação do nutriente nas colheitas, ausência ou dificuldade de manutenção da cobertura do solo, ausência de rotação de culturas, e ausência da prática da cultura de inverno.

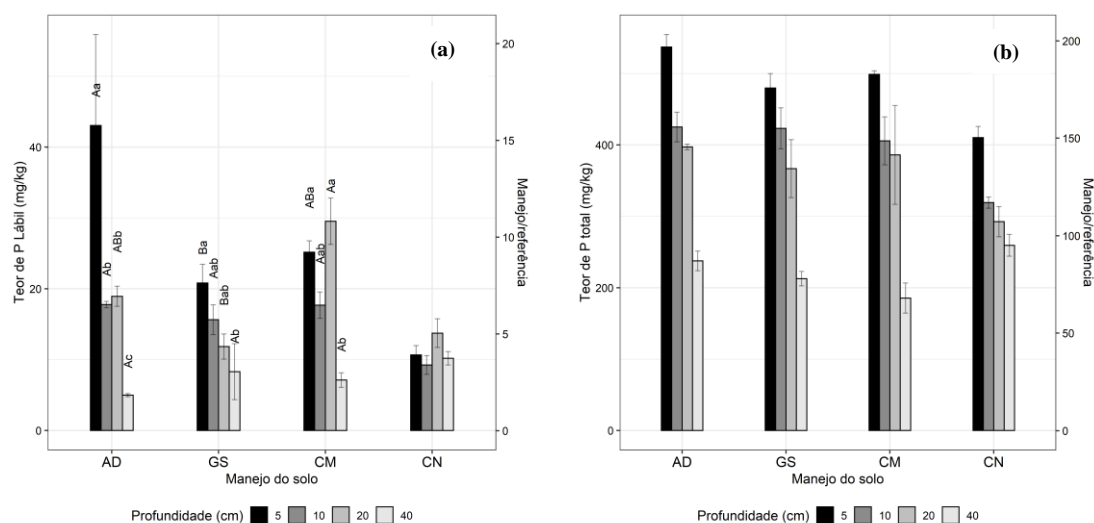


Figura 6. Teor de P lábil (a) e P total (b) nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20cm e 20-40 cm e em diferentes usos e manejos em um Latossolo do Cerrado. Médias seguidas de mesma letra maiúsculas nos manejos dentro de cada profundidade, e mesma letra minúscula nas profundidades dentro de cada manejo não se diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Ausência de letras indicam não haver interação significativa entre manejo e profundidade. Barras indicam o erro padrão. Tratamentos: AD – arado de discos, GS – grade + subsolador, CM – cultivo mínimo, CN – Cerrado nativo.

Atividade Enzimática

O cultivo mínimo por mais de duas décadas proporcionou maior atividade da enzima fosfodiesterase. Os valores obtidos indicaram valor de atividade ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$) de 8,05 no preparo com arado de discos, 12,27 com grade e subsolador, enquanto com o cultivo mínimo o valor foi de 43,13 (Figura 7). O valor obtido para este manejo conservacionista foi maior inclusive que a atividade da enzima no Cerrado ($10 \mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$). Em experimento de longa duração na França, com aplicação de resíduos animais no solo, a atividade dessa enzima variou de 1,2 a $6,9 \mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$ (CHEVIRON *et al.*, 2021). Os resultados

indicam maior atividade da enzima em solos tropicais, e maior ainda quando não ocorre o revolvimento do solo e os resíduos são mantidos sobre a superfície.

Não houve correlação positiva entre a atividade desta enzima e a fração lábil de P orgânico. Altas concentrações de P orgânico lábil podem aumentar a atividade desta enzima (TURNER; HAYGARTH, 2005), algo que não foi fator determinante para os resultados encontrados. O pH do solo também não pode ser considerado responsável pelas variações, uma que vez que ele deve estar na faixa de 4 a 7 para este tipo de avaliação, e todos os manejos estavam com pH ao redor de 5.

As fosfodiesterase atuam na parte inicial do processo de transformação do Po em Pi, e são encontradas em menor concentração no solo quando comparadas com as fosfatases. Essas enzimas são consideradas fundamentais para a nutrição de P das plantas e os maiores teores no cultivo mínimo revelam uma melhor qualidade do solo sob este manejo.

A atividade da β -glucosidase seguiu a mesma tendência observada com a fosfodiesterase, com maiores valores no cultivo mínimo (63,49 μg p-nitrofenol g^{-1} solo h^{-1}) em comparação aos demais manejos cultivados (40,55 para AD e 44,61 para GS) ou mesmo ao Cerrado nativo (29,23) depois das mais de duas décadas de cultivo. A maior atividade destas enzimas no cultivo mínimo em relação ao Cerrado é reflexo da presença de fontes de C mais lábeis na área cultivada, como monossacarídeos e dissacarídeos solúveis, enquanto na área de vegetação nativa, os materiais são mais lignificados e demandam a atividade de outras enzimas. Ainda assim, a atividade da β -glucosidase pode ser considerada baixa em todos os manejos, considerado os valores indicados por Mendes *et al.* (2019) para Latossolos cultivados no Cerrado (411 a 1457 μg p-nitrofenol g^{-1} h^{-1} para cultivos convencionais e plantio direto, respectivamente).

No que se refere à Arilsulfatase, a atividade observada no cultivo mínimo (44,08 μg p-nitrofenol g^{-1} solo h^{-1}) foi semelhante ao encontrado no Cerrado (48,64), ambas superiores aos dois outros manejos convencionais avaliados.

Os resultados de atividade enzimática obtidos indicam uma superioridade do cultivo mínimo sobre as duas formas convencionais de preparo do solo, o que indica a influência do manejo conservacionista na melhoria da microbiota do solo. A atividade enzimática tem sido considerada um bom indicador de qualidade do solo (MENDES *et al.*, 2021), e os resultados colocam o manejo via cultivo mínimo em melhor condição

que o preparo do solo com arados de discos ou com grade combinada com subsolador.

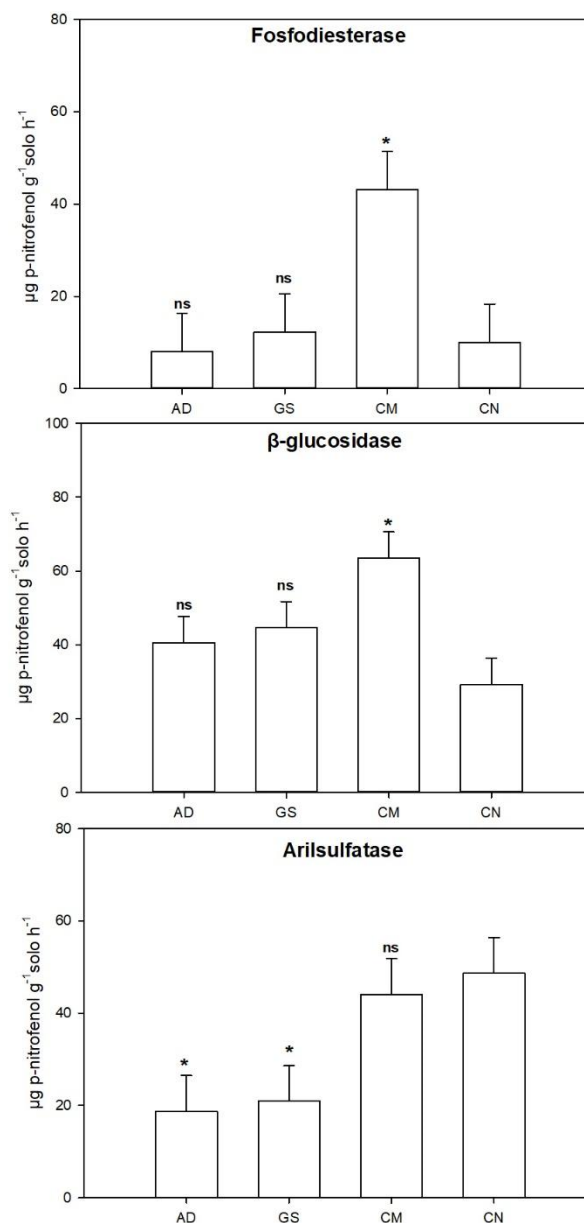


Figura 7. Atividade de enzimas do solo em três diferentes usos e manejos em um Latossolo do Cerrado. Médias seguidas de asterisco (*) diferem da área de referência (Cerrado) pelo teste de Dunnett ($p < 0,05$). ns: não significativo. Tratamentos: AD – arado de discos, GS – grade + subsolador, CM – cultivo mínimo, CN – Cerrado nativo.

A análise da correlação de Pearson entre as enzimas avaliadas e os teores de P rta, Pi bic e Po bic indicou correlação entre as enzimas β-glucosidase e Fosfodiesterase, que são reflexos da relação C:P do solo (Tabela 2). Entretanto, os resultados não revelaram uma afinidade esperada maior entre os valores dessas variáveis.

A correlação da β -glucosidase e dos teores da P-RTA e Pibic podem estar relacionados a função do C na redução dos sítios de adsorção, o que influencia nas frações disponíveis e lábeis. A correlação entre Pibic e P-RTA reforça que a ideia de que as frações lábeis podem ser mensuradas por esses dois extratores e que ambas reabastecem a solução do solo conforme ocorre a absorção do nutriente pelas plantas.

Tabela 2. Correlação de Pearson entre os teores de PiRTA, Pibic, Pobic, Arilsulfatase, β -glucosidase e Fosfodiesterase

	P-RTA	Pi bic	Po bic	Arilsulfata se	β- glucosidase
Fosdiesterase	0,30	0,37	-0,28	0,46	0,87*
β- glucosidase	0,56*	0,64*	0,05	0,06	
Arilsulfatase	-0,56*	-0,54	-0,52		
Po bic	0,47	0,44			
Pi bic	0,98*				

*: correlação significativa ($p < 0,05$).

4. CONCLUSÕES

1- O efeito do cultivo de milho a longo prazo sobre as formas de P do solo afeta mais as formas inorgânicas do que orgânicas. No longo prazo, a substituição do Cerrado pelas áreas de cultivo provoca o aumento dos teores de formas lábeis e moderadamente lábeis de P, bem como a redução das formas não lábeis.

2 - O cultivo mínimo é capaz de manter ou melhor a atividade de enzimas fosfodiesterase, β -glucosidase e arilsulfatase do solo que são importantes para a nutrição de plantas e a qualidade do solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACOSTA-MARTÍNEZ, V.; TABATABAI, M. A. Enzyme activities in a limed agricultural soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 31, p. 85–91, 2000.
- BAHIA FILHO, A. F. C. *et al.* Relação entre adsorção de fósforo e componentes mineralógicos da fração argila de Latossolos do Planalto Central. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 221–226, 1983.
- BARTLETT, M. S. The use of transformations. **Biometrics**, v. 3, p. 39-49, 1947.
- BAVEYE, P. C. A ameaçadora escassez de fosfato de rocha e a intensificação de pesquisas com fósforo no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 637–642, 2015.
- BEVER, J. D.; PLATT, T. G.; MORTON, E. R. Microbial population and community dynamics on plant roots and their feedbacks on plant communities. **Annual Review of Microbiology**, v. 66, p. 265–283, 2012.
- BOLO, P. *et al.* Application of residue, inorganic fertilizer and lime affect phosphorus solubilizing microorganisms and microbial biomass under different tillage and cropping systems in a Ferralsol. **Geoderma**, v. 390, p. 1-12, 2021.
- BOMEISL, L. P. *et al.* Tropical soybean yield response to reduced or zero phosphorus fertilization depends on soils. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, v. 3, p. 1-11, 2020.
- BRAGA, J. M.; DEFELIPO, B. V. Determinação espectrofotométrica de P em extratos de solo e material vegetal. **Revista Ceres**, v. 21, p. 73–85, 1974.
- BROWMAN, M. G.; TABATABAI, M. A. Phosphodiesterase Activity of Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 42, p. 284-292, 1978.
- CHAVARRO-BERMEO, J. P. *et al.* Responses of Soil Phosphorus Fractions to Land-Use Change in Colombian Amazon. **Sustainability**, v. 14, p. 2285, 2022.
- CHEVIRON, N. *et al.* Soil enzymatic activity data over eight years at the EFELE site, a long-term field experiment on effects of organic waste products and tillage practices. **Data in Brief**, v. 36, p. 106959, 2021.
- CONDRON, L. M.; GOH, K. M. Effects of long-term phosphatic fertilizer applications on amounts and forms of phosphorus in soils under irrigated pasture in New Zealand. **Journal of Soil Science**, v. 40, p. 383–395, 1989.
- CORBEELS, M. *et al.* Evidence of limited carbon sequestration in soils under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. **Scientific Reports**, v. 6, p. 1–8, 2016.
- CRAN. *R: Calculate and perform Ordered Quantile normalizing*, 2022.
- DALAI, R. C. Soil Organic Phosphorus. **Advances in Agronomy**, v. 29, p. 83–117, 1977.
- OLIVEIRA, L. E. Z. *et al.* Dynamics of residual phosphorus forms under different tillage systems in a Brazilian Oxisol. **Geoderma**, v. 367, p. 114254, 2020.
- DU, E. *et al.* Global patterns of terrestrial nitrogen and phosphorus limitation. **Nature**

Geoscience, v. 13, p. 221–226, 2020.

EBERHARDT, D. *et al.* Effects of companion crops and tillage on soil phosphorus in a Brazilian oxisol: a chemical and ^{31}P NMR spectroscopy study. **Journal of Soils and Sediments**, v. 21, p. 1024–1037, 2021.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. ExpDes: An R Package for ANOVA and Experimental Designs. **Applied Mathematics**, v. 05, p. 2952–2958, 2014.

GATIBONI, L. C. *et al.* Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 691–699, 2007.

GUPPY, C. N. *et al.* Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 43, p. 189–202, 2005

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, p. 970, 1982.

HINSINGER, P. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. **Plant and Soil**, v. 237, p. 173–195, 2001.

HOU, E. *et al.* A structural equation model analysis of phosphorus transformations in global unfertilized and uncultivated soils. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, p. 1300–1309, 2016.

JOHNSTON, A. E.; POULTON, P. R. Phosphorus in Agriculture: A Review of Results from 175 Years of Research at Rothamsted, UK. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 1133–1144, 2019.

LAL, R. Soil health and carbon management. **Food and Energy Security**, v. 5, p. 212–222, 2016.

LI, H. *et al.* Long-term modeling of phosphorus spatial distribution in the no-tilled soil profile. **Soil and Tillage Research**, v. 187, p. 119–134, 2019.

MARANGUIT, D.; GUILLAUME, T.; KUZYAKOV, Y. Land-use change affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils. **CATENA**, v. 149, p. 385–393, 2017.

MARTÍNEZ, I. *et al.* Two decades of no-till in the Oberacker long-term field experiment: Part I. Crop yield, soil organic carbon and nutrient distribution in the soil profile. **Soil and Tillage Research**, v. 163, p. 141–151, 2016.

MENDES, I. C. *et al.* Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: The FERTBIO soil sample concept. **Applied Soil Ecology**, v. 139, p. 85–93, 2019.

MENDES, I. C. *et al.* Soil quality and grain yield: A win–win combination in clayey tropical oxisols. **Geoderma**, v. 388, p. 114880, 2021.

MENEZES-BLACKBURN, D. *et al.* Opportunities for mobilizing recalcitrant phosphorus from agricultural soils: a review. **Plant and Soil**, v. 427, p. 5–16, 2018.

NAKAYAMA, Y.; WADE, J.; MARGENOT, A. J. Does soil phosphomonoesterase activity reflect phosphorus pools estimated by Hedley phosphorus fractionation?

Geoderma, v. 401, p. 115279, 2021.

NEGASSA, W.; LEINWEBER, P. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: A review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, p. 305–325, 2009.

NUNES, M. R. *et al.* Biological soil health indicators respond to tillage intensity: A US meta-analysis. **Geoderma**, v. 369, p. 114335, 2020.

NUNES, R. 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, p. 350-380, 2020.

O'NEILL, D. W. *et al.* A good life for all within planetary boundaries. **Nature Sustainability**, v. 1, p. 88–95, 2018.

OLIVEIRA, M. F. *et al.* **Sistemas de Preparo do Solo Caracterizando as Propriedades Químicas do Latossolo Vermelho e as Produtividades de Milho em Sete Lagoas, MG**, Comunicado Técnico, 209. Sete Lagoas, 2014.

PAVINATO, P. S.; MERLIN, A.; ROSOLEM, C. A. Phosphorus fractions in Brazilian Cerrado soils as affected by tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 105, p. 149–155, 2009.

PETERSON R. A. **Using the bestNormalize Package**; 2020. Available from: <https://cran.r-project.org/web/packages/bestNormalize/vignettes/bestNormalize.html>.

PRADHAN, N.; SUKLA, L. B. Solubilization of inorganic phosphates by fungi isolated from agriculture soil. **African Journal of Biotechnology**, v. 5, p. 850–854, 2006.

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

RIGON, J. P.G.; FRANZLUEBBERS, A. J.; CALONEGO, J. C. Soil aggregation and potential carbon and nitrogen mineralization with cover crops under tropical no-till. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 75, p. 601–609, 2020.

RODRIGUES, M. *et al.* Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 1050–1061, 2015.

ROY, E. D. *et al.* Soil phosphorus sorption capacity after three decades of intensive fertilization in Mato Grosso, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 249, p. 206–214, 2017.

ROY, E. D. *et al.* The phosphorus cost of agricultural intensification in the tropics. **Nature Plants**, v. 2, p. 1–6, 2016.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5° ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2018.

SCHAAP, K. J. *et al.* Litter inputs and phosphatase activity affect the temporal variability of organic phosphorus in a tropical forest soil in the Central Amazon. **Plant and Soil**, v. 469, p. 423–441, 2021.

SIMPSON, R. J. *et al.* Strategies and agronomic interventions to improve the

phosphorus-use efficiency of farming systems. **Plant and Soil**, v. 349, p. 89–120, 2011.

TABATABAI, M. A. **Soil Enzymes**. In: WEAVER, R.W.; SCOTT, A.; BOTTOMELEY, P. J., (Org.). *Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties*. SSSA Book Series ed. Madison: Soil Science Society of America Journal, 1994. v. 2. p. 775–833.

TIECHER, T. *et al.* Assessing linkage between soil phosphorus forms in contrasting tillage systems by path analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 276–280, 2018.

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, p. 271–281, 2012.

TURNER, B. L.; HAYGARTH, P. M. Phosphatase activity in temperate pasture soils: Potential regulation of labile organic phosphorus turnover by phosphodiesterase activity. **Science of The Total Environment**, v. 344, p. 27–36, 2005.

USEPA. **Methods of chemical analysis for water and wastes**. Cincinnati: USEPA, 1971.

VENDRAME, P. R. S. *et al.* The potential of NIR spectroscopy to predict soil texture and mineralogy in Cerrado Latosols. **European Journal of Soil Science**, v. 63, p. 743–753, 2012.

WICKHAM H. *et al.* **RStudio Team. Package “ggplot2” - Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics**, 2020.

YANG, X.; POST, W. M. Phosphorus transformations as a function of pedogenesis: A synthesis of soil phosphorus data using Hedley fractionation method. **Biogeosciences**, v. 8, p. 2907–2916, 2011.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil¹. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, p. 1467–1476, 1988.

ZHANG, X. *et al.* Tillage and residue management for long-term wheat-maize cropping in the North China Plain: I. Crop yield and integrated soil fertility index. **Field Crops Research**, v. 221, p. 157–165, 2018.

ZHOU, T. *et al.* Improved post-silking light interception increases yield and P-use efficiency of maize in maize/soybean relay strip intercropping. **Field Crops Research**, v. 262, p. 108054, 2021.

CAPÍTULO 2

COMO O MANEJO DO SOLO PODE AFETAR A AQUISIÇÃO DE P PELO MILHO APÓS A APLICAÇÃO DE MICRORGANISMOS?

RESUMO

Os microrganismos desempenham um papel crucial na disponibilização de P na solução do solo dada sua capacidade de solubilização do P adsorvido. Este processo pode ser uma interessante alternativa para a recuperação desse nutriente, contudo a dinâmica e atividade desta biota é dependente, dentre outros fatores, das práticas agrícolas adotadas, em especial aquelas que impliquem em maior ou menor revolvimento do solo. Efeitos dessas práticas no longo prazo são ainda pouco estudados. Diante do exposto, este estudo teve como objetivo avaliar a capacidade de fungos solubilizadores de P (FSPs) na capacidade de recuperação de P adsorvido em um Latossolo do Cerrado cultivado por mais de duas décadas. Amostras de solo foram coletadas na camada 0-10 cm de profundidade de um experimento de campo de longa duração em áreas com revolvimento do solo (CR) e cultivo exclusivo da cultura do milho e em áreas sem o revolvimento do solo (SR) e com sucessão soja-milho. O solo coletado foi disposto em vasos onde a cultura do milho foi cultivada após prévia aplicação de três FSPs, além da adição e ausência de fertilizantes fosfatados. O experimento foi, portanto, composto de um fatorial 2x5, com três repetições, considerando dois manejos do solo (CR e SR) e cinco formas de disponibilização de P: fungos micorrízicos arbusculares (FMAs), *Aspergillus niger* FS1, *Pochonia chlamydosporia*, aplicação de 300 mg/dm³ de P na forma de Ca(H₂PO₄) e ausência de fertilizantes e microrganismos. Após a colheita, a massa seca da parte aérea e raízes foram mensuradas e os conteúdos de P da parte aérea quantificados. Diferentes características morfológicas das raízes foram mensuradas, bem como se quantificou, no solo, a atividade das enzimas arilsulfatases, β-glucosidases, fosfatases ácidas e fosfodiesterase. Os resultados obtidos indicaram efeitos do revolvimento e da adição de microrganismos sobre as atividades das enzimas do solo. O uso de FMA demonstrou ser capaz de melhorar a dinâmica do P no solo.

1. INTRODUÇÃO

O acúmulo de fósforo (P) nas camadas superficiais de solo cultivados sob sistemas conservacionistas vem sendo frequentemente relatado em solos tropicais (OLIVEIRA *et al.*, 2022). O P apresenta baixa mobilidade, principalmente em solos mais intemperizados, devido à sua forte interação com os constituintes minerais do solo (GÉRARD, 2016) transfere o P adicionado em formas menos e, ou , não lábeis, afetando sua disponibilidade para as plantas.

A busca por formas ou estratégias para se reverter este processo ou recuperar o P não lábil é interessante do ponto de vista ambiental dentro da concepção de sustentabilidade, uma vez que esse nutriente provém de fertilizantes cujas fontes naturais são finitas e cuja fabricação é onerosa (SHARMA *et al.*, 2013; VANCE; UHDE-STONE; ALLAN, 2003a).

Em condições naturais o solo possui dinâmica própria espacial e estrutural de microrganismos e nutrientes, que é modificada conforme os sistemas agrícolas e as formas de preparo do solo são adotados (BEVER; PLATT; MORTON, 2012). Em manejos conservacionistas, onde não se verifica o revolvimento do solo por ocasião do preparo, a dinâmica do P é caracterizada pelo maior acúmulo do nutriente nas camadas mais superficiais do solo (RODRIGUES *et al.*, 2015). O sistema de cultivo mínimo, no qual não se verifica o revolvimento do solo, confere menor variação da umidade e melhores condicionantes físicos de qualidade do solo, o que, potencialmente, pode favorecer a riqueza e diversidade de diferentes grupos funcionais de microrganismos, contribuindo com diversos ciclos biogeoquímicos (GOTTSHALL; COOPER; EMERY, 2017; LI *et al.*, 2020; NUNES *et al.*, 2020; SOMENAHALLY *et al.*, 2018; SUN *et al.*, 2020) e a dinâmica de alguns nutrientes, dentre os quais o P.

O aproveitamento pelas plantas das diferentes formas de P em sistemas de manejos mais conservacionistas estão associadas as menores taxas de adsorção em comparação aos sistemas que revolvem a camada superficial (PAVINATO; MERLIN; ROSOLEM, 2009; TIECHER *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2018), além de ser relacionados à quantidade e a natureza química dos fertilizantes aplicados (BARROW *et al.*, 2020), manutenção da matéria orgânica do solo (MOS) e manejo do solo (ZANCANARO *et al.*, 2020).

Mais recentemente, a utilização de microrganismos capazes de solubilizar fosfato (MSP) tem sido recomendada como uma ferramenta promissora para o uso eficiente de P sem prejuízos ambientais, com indicação de um grande número de organismos que incluem bactérias, fungos, actinomicetos e algas (ALORI; GLICK; BABALOLA, 2017). Dentre os FSPs, os fungos apresentam importante função na composição da biomassa microbiana e, quando comparados com as bactérias, possuem alta capacidade de solubilizar P não lábil, apresentando maior exsudação de ácidos orgânicos, sendo, portanto, considerados potencialmente mais capazes de converter frações insolúveis em solúveis (GIZAW *et al.*, 2017; KHAN; ZAIDI; WANI, 2007; PRADHAN; SUKLA, 2006).

Os mecanismos biológicos dos fungos na solubilização de frações não-lábeis de nutrientes como o P incluem a simbiose entre fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e as raízes das plantas, proporcionando maior assimilação de nutrientes e água por meio das hifas fúngicas, bem como pela utilização de fungos reconhecidamente capazes de diretamente proporcionar a solubilização de P de rochas, como é caso do *Aspergillus niger*. Adicionalmente vislumbra-se o potencial de outras espécies menos conhecidas e utilizadas comercialmente, que atualmente são indicadas no controle de patógenos, como é o caso da *Pochonia chlamydosporia*. Todos esses microrganismos apresentam um ou mais mecanismos de solubilização de P, que incluem favorecimento do crescimento do sistema radicular; produção de ácidos orgânicos associados à dissolução de P ligados a Ca, Fe e Al, como os ácidos acético, cítrico e propiônico; produção de enzimas extracelulares e redução de pH do solo, tendo sido já avaliados com essa finalidade em culturas como arroz, café, milho e tomate (CHALFOUN *et al.*, 2019; GOUVEIA *et al.*, 2019; MONTEIRO *et al.*, 2018; SCERVINO *et al.*, 2010; ZAVALA-GONZALEZ *et al.*, 2015).

Adições de fertilizantes ao longo tempo favorecem o acúmulo de frações menos disponíveis às plantas, aumentando a “caixa” não-lábil com o passar do tempo, sendo reservas que não são diretamente aproveitadas pelas plantas, neste contexto abre a possibilidade do uso de FSP para recuperar este P “envelhecido” e acumulado ao longo dos anos. Diante disso, temos como hipótese que os fungos micorrízicos são mais eficientes em relação ao *Aspergillus* e o *Pochonia chlamydosporia* na disponibilização de P para as plantas. O objetivo deste estudo é avaliar a capacidade de FSPs na recuperação de P adsorvido em um Latossolo do Cerrado submetido a mais de duas décadas de cultivo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Experimento de casa de vegetação

O experimento foi conduzido em vasos nas casas de vegetação do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa. Amostras de um Latossolo Vermelho (SANTOS *et al.*, 2018), de textura muito argilosa, foram coletadas em unidades experimentais de um experimento de campo de longa duração conduzido na Embrapa Milho e Sorgo, no município de Sete Lagoas-MG (19°27.408' S e 44°10.939' W). No campo, o experimento original é constituído por diferentes formas de preparos de solo (ausência e presença de revolvimento) para o cultivo de milho com prévias calagens e adubações inorgânicas anuais desde o ano de 1995. Nos tratamentos sem revolvimento é promovido ainda a sucessão com soja. No inverno todas as áreas são mantidas em pousio, com a manutenção da palhada de milho sobre o solo. As unidades experimentais em campo possuem 320 m² de área e os tratamentos são dispostos em delineamento em blocos casualizados com três repetições.

Para o presente estudo, foram selecionados os tratamentos do experimento original com (CR) e sem (SR) revolvimento do solo. Assim, amostras desses solos foram coletados da profundidade de 0 a 10 cm dos tratamentos que avaliaram o uso da gradagem e subsolagem no preparo do solo (CR) e no cultivo mínimo (SR). Foram coletadas amostras de solo, na profundidade 0-10 cm, destinadas à caracterização química de rotina (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização química do solo da área em estudo

Tr at.	pH	P mg/dm	K	Ca ²⁺ ----- ----- -----	Mg ²⁺	Al ³⁺ cmol _d /dm	H+Al -----	SB %	V	COT	Pi -----mg/kg-----	Po
CR	5,9	12,0	166	4,08	0,65	0,0	4,29	5,15	54	24,70	555	349
SR	6,5	22,4	172	4,34	0,67	0,0	3,96	5,45	57	57,90	552	351

CR: com revolvimento; SR: sem revolvimento. Amostras de solos coletadas na profundidade de 0-10 cm. Análises: pH em água (1:2,5); P e K por Mehlich-1; Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺ com KCl 1 mol L⁻¹; H+Al por Acetato de Cálcio 0,5 mol L⁻¹, pH 7; SB: soma das bases; t: capacidade de troca catiônica (CTC) efetiva (pH original); T: CTC a pH 7; V: saturação de bases. Todos os procedimentos segundo EMBRAPA (2017). Os teores de Pi (fósforo inorgânico total) e Po (fósforo orgânico total) foram obtidos pelo fracionamento de Hedley (1982).

Detalhes do histórico e manejo das áreas do experimento de campo original podem ser encontrados em Ngolo et al. (2019). As amostras de solo, na profundidade 0-10 cm foram trazidas para o laboratório e secas ao ar. Após passagem em peneiras com malha de 4 mm, foram destinadas ao uso no experimento de casa de vegetação. No experimento de casa de vegetação, plantas de milho foram cultivadas em tratamentos compostos por dois preparos do solo (CR e SR), três fungos solubilizadores de P (FSPs) e dois tratamentos controles (negativo e positivo). Os FSPs utilizados foram: i) mix de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs), em dose equivalente a 300 a 400 esporos (100 g de inóculo) de FMA/vaso; ii) *Aspergillus niger* FS1, nas doses de 4×10^7 esporos/g de solo junto a semente no dia do plantio e 6×10^6 esporos/g de solo junto a cada plântula 5 d após a emergência; e iii) *Pochonia chlamydosporia*, na dose de 2×10^7 chlamydosporos/g de solo, dose recomendada pelo fabricante. No controle negativo não houve a adição de MSP e nem de P e no controle positivo foi aplicado 300 mg/dm^3 de P na forma de $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$. No mix de FMAs foram identificadas as espécies: *Acaulospora scrobiculata*, *Claroideoglossum etunicatum*, *Paraglossum albidum* e *Paraglossum brasilianum* (STÜRMER, 2018). O inóculo foi fornecido pelo Laboratório de Associações de Micorrizas do Instituto de Biotecnologia Aplicada à Agricultura (BioAgro-UFV), Viçosa, MG, por meio da empresa Cogumê Biotecnologia®. O *A. niger* FS1 foram cedidos pela Coleção de Fungos Solubilizadores de Fosfatos do Instituto de Biotecnologia aplicada à Agricultura (BIOAGRO) da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. O microrganismo *P. chlamydosporia* foi obtido via o produto comercial Rizotec®, a uma dose de 10.000 chlamydosporos/g de solo.

Os tratamentos foram então constituídos pela combinação das condições de presença (CR) e ausência (SR) de revolvimento no preparo do solo em associação à presença (FMAs, *A. niger* FS1, *P. chlamydosporia*), ausência de MSP e tratamento com adubação química. Desta forma tem-se um fatorial de 2×5 , considerando formas de preparo do solo e condicionadores utilizados. O delineamento experimental adotado foi o de blocos casualizados, com cinco repetições.

Na montagem do experimento foram utilizados vasos de 6 dm^3 de capacidade que receberam 4 dm^3 de solo. Tendo em vista os resultados de fertilidade dos solos obtidos na caracterização química (Tabela 1), considerou-se dispensável a prática prévia da calagem. Adubações com fontes que não incluíam formas de P foram aplicadas nas seguintes doses: 60 mg dm^{-3} de N ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$); 90 mg dm^{-3} de K

(K₂SO₄); 0,486 mg dm⁻³ de B (Na₂B₄O₇); 0,798 mg dm⁻³ de Cu (CuSO₄); 2,19 mg dm⁻³ de Mn (MnSO₄); 0,09 mg dm⁻³ de Mo (NaMoO₄); 2,4 mg dm⁻³ de Zn (ZnSO₄) e 0,93 mg dm⁻³ de Fe (FeSO₄), conforme adaptações de Novais et al. (1991). Essas doses foram parceladas em quatro aplicações semanais na forma de solução nutritiva.

No plantio foram semeadas sete sementes de milho híbrido BM709PRO2 por vaso e, após a emergência, foram mantidas duas plantas por unidade experimental. As plantas foram cultivadas por 30 d, promovendo-se a irrigação por aspersão quando necessária.

2.2 Análises de plantas e solo

Ao final do cultivo e após avaliação da altura final das plantas, a parte aérea e raízes foram coletadas separadamente e mensuradas a massa seca após secagem em estufa de circulação forçada a 65 °C por 120 h. As raízes foram separadas manualmente do solo com o auxílio de peneiras de 2 mm, sendo posteriormente lavadas em água corrente, solução de HCl 3% (v/v), e novamente em água corrente, para então serem secas ao ar por 24 h. Na sequência, foram transferidas para a secagem em estufa. As amostras secas da parte aérea foram moídas em moinho de facas do tipo Wiley (< 0,5 mm) e armazenadas para análises. Subamostras da parte aérea das plantas foram submetidas à digestão nitroperclórica (JOHNSON; ULRICH, 1959) para se avaliar os conteúdos de P por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES).

A partir da análise química da parte aérea foi calculado o conteúdo de nutrientes nas plantas multiplicando-se o teor obtido pelo peso de matéria seca obtida. A eficiência de utilização do P absorvidos pelas plantas foi obtida por meio do coeficiente de utilização biológica (CUB) (SIDDIQI; GLASS, 1981), que corresponde a:

$$ienNu_C = (mMS_C)^2 / cNu_C,$$

em que: *ienNu_C* (kg² kg⁻¹): índice de eficiência nutricional do nutriente na planta; *mMS_C* (kg² ha⁻¹): massa da matéria seca da parte aérea e *cNu_C* (kg ha⁻¹ ou g ha⁻¹): conteúdo do nutriente da parte aérea.

As raízes secas foram submetidas à caracterização morfológica usando sistema de análise de imagens do software WinRhizo, modelo LA 2400 versão 2009. As características radiculares mensuradas foram: comprimento total da raiz (m),

volume total da raiz (cm³), comprimento da raiz de diâmetro < 1 mm (raízes finas) e > 1 mm (raízes grossas) (VANHEES *et al.*, 2021).

Logo após a colheita das plantas, todo o solo do vaso foi recolhido e passado em peneira de malha de 2 mm, sendo na sequência dividido em duas subamostras. A primeira foi armazenada a 4 °C para a quantificação de biomassa microbiana e avaliação enzimática (arilsulfatase, β -glucosidade, fosfatase ácida e fosfodiesterase) e, a segunda, foi seca ao ar, passada em peneira para a obtenção da TFSA e armazenada para as análises químicas.

A análise enzimática teve como princípios a determinação colorimétrica do p-nitrofenol liberado após incubação das amostras com solução tamponada de p-nitrofenil, conforme proposto por Tabatabai (1994) para a quantificação da arilsulfatases, β -glucosidades e fosfatases ácidas. No caso da quantificação da fosfodiesterase, a metodologia seguiu o recomendado por Browman e Tabatabai (1978).

Em amostras de TFSA foi avaliado o P disponível pela resina de troca aniônica (RTA) (RAIJ *et al.*, 2001). Em cada extração foi utilizado 1 g de solo disposto em tubos de centrífuga de 50 mL de capacidade. Após o tempo de extração, as amostras foram centrifugadas a 3.000 rpm, analisando-se o teor de P no extrato por meio da redução de fosfomolibdato com vitamina C, modificada por Braga e Defelipo (1974).

2.3 Análise estatística

Os efeitos gerais dos fatores foram estudados pela análise de variância (ANOVA), considerando o teste F ($p < 0,05$). Para o fator revolvimento, o teste F foi considerado conclusivo. No caso do fator microrganismos, comparações foram efetuadas segundo teste Tukey ($p < 0,05$). No caso de identificação de interação desses fatores, os efeitos foram desdobrados pelo método de agrupamento de médias também pelo teste Tukey a ($p < 0,05$).

Todas as análises estatísticas foram conduzidas no software R (CORE TEAM, 2019) utilizando-se o pacote ExpDes (FERREIRA; CAVALCANTI; NOGUEIRA, 2014).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Efeitos dos microrganismos na disponibilidade de P no solo e na planta

A resposta dos indicadores avaliados foi variável. Interação entre os fatores manejo do solo (SR e CR) e microrganismos foi verificado apenas para o P-RTA, enquanto para conteúdo de P na planta e CUB desse nutriente foram verificados efeitos simples.

Como esperado, os teores de P extraídos com RTA foram maiores no controle positivo, ou seja, quando se utilizou da adubação química (Figura 1). Quando se consideram os demais tratamentos, nota-se que o revolvimento do solo proporcionou menores valores de P-RTA para os tratamentos com os microrganismos avaliados e para a testemunha sem adubação e inóculos. Portanto, na ausência de adubação fosfatada, o revolvimento pode significar redução da disponibilidade do nutriente, o que normalmente é associado ao incremento dos sítios de adsorção. De todos os modos, destaca-se que os teores obtidos de P-RTA em todos os tratamentos que não o da adubação química não superaram os 15 mg kg⁻¹ indicado como ótimo para culturas anuais (RAIJ *et al.*, 2001), contudo a aplicação dos microrganismos ajudaria na redução das doses de fertilizantes a serem aplicados no solo.

Dentro de cada manejo destaca-se o desempenho dos FMAs, no manejo (CR) a adição do mix proporcionou maior disponibilidade de P em relação ao uso dos demais microrganismos e ao controle negativo. No cultivo mínimo (SR) esse efeito positivo do FMA aconteceu apenas com relação à testemunha, não diferindo quando os demais fungos utilizados.

A ausência de efeito positivo na disponibilidade de P com o uso de *A. niger* e *P. chlamydosporia* não era esperada. Ao primeiro fungo é associada a possibilidade de liberação de ácidos orgânicos, que contribuem com a liberação do P aplicado, como destacado por Nascimento *et al.* (2021). No estudo desses autores, foi avaliada a dessorção de P em um Latossolo de textura argilosa após 40 dias de contato do adubo mineral com a matriz do solo. Ao segundo fungo é associada a produção de ácidos orgânicos e liberação de fosfatases ácidas, com melhor desempenho esperado em solos de textura mais arenosa (MONTEIRO *et al.*, 2018). No presente estudo, o maior tempo de contato do P com a fase sólida do solo pode ter afetado a eficiência do *A. niger* na dessorção do P. Para o *P. chlamydosporia*, à textura mais argilosa do solo avaliado neste estudo, podem ser associadas as justificativas pelas diferenças de resultados verificadas.

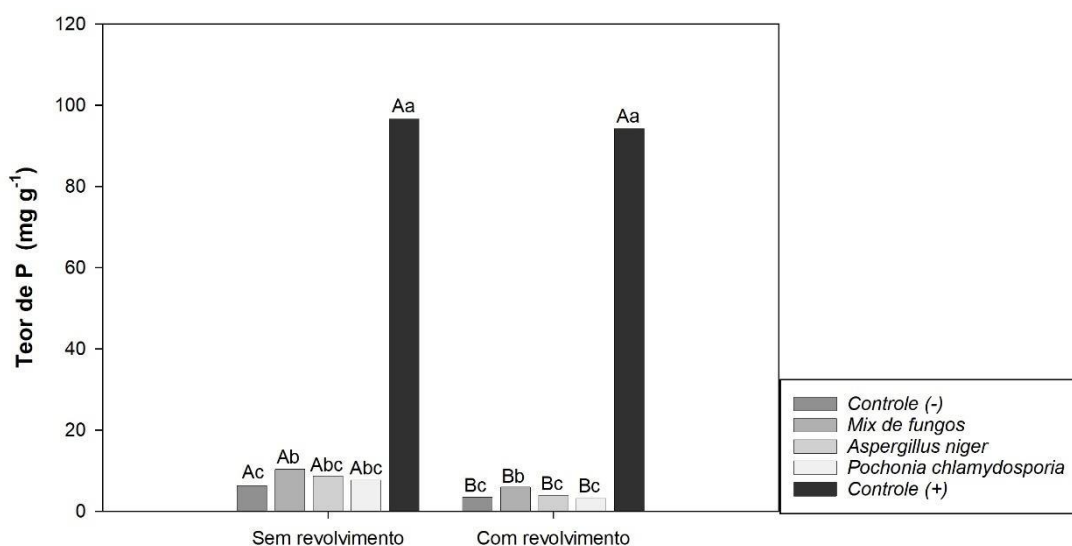


Figura 1. Teor de P-RTA no solo sob diferentes manejos (com e sem revolvimento) e aplicação de microrganismos solubilizadores de fosfato, testemunha (controle -) e adubação química (controle +). Médias seguidas de mesma letra maiúsculas no mesmo microrganismo e de mesma letra minúscula no mesmo manejo não diferem entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

O melhor desempenho em termos de disponibilidade de P com a adição de FMAs no solo sem revolvimento pode ser associado com o rápido estabelecimento da simbiose no desenvolvimento do micélio a uma melhor nutrição precoce de P (GRANT *et al.*, 2001). Por outro lado, não se pode deixar de destacar eventual efeito negativo associado ao uso de FMAS, que tem sido atribuído à competição entre fungos e planta pelos nutrientes do solo (SMITH; SMITH, 2017; WANG *et al.*, 2018). Não parece ser este o caso, uma vez que, como destacado à continuação, as plantas cultivadas em associação com FMAs exibiram maiores teores de P nos tecidos vegetais (Figura 2).

O conteúdo de P acumulado nas plantas foi maior no solo sem revolvimento, independentemente da adição ou não de FSPs (Figura 2). Por sua vez, o resultado da adição dos FSPs revelou que a aplicação do mix de fungos ($12,47 \text{ mg g}^{-1}$) proporcionou valores semelhantes aos obtidos com a adubação química (controle +) ($14,14 \text{ mg g}^{-1}$). Este resultado indica o potencial do mix para a nutrição vegetal, uma vez que uma maior absorção e acúmulo de nutrientes é associado com plantas mais saudáveis e produtivas. Disto resulta que o uso de FMAs leva a maior disponibilidade no solo e maior absorção de P pelas plantas, portanto, um efeito positivo desses microrganismos em solos de cultivo de longo prazo.

A ausência de revolvimento do solo já foi associada à maior absorção de N e P na cultura do milho até o estágio V7, e após a aplicação de FMA (ZHOU *et al.*, 2022).

Os autores associam tal efeito à rápida colonização das hifas radiculares, proporcionando ganhos de absorção de nutrientes em ambientes menos perturbados.

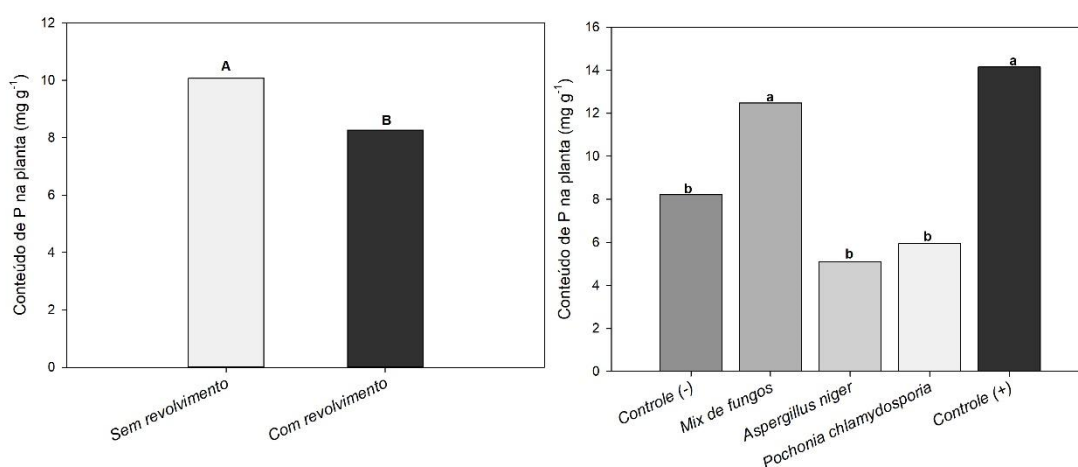


Figura 2. Conteúdo de P na planta cultivada em solos submetidos a diferentes manejos e aplicação de microrganismos solubilizadores de fosfato, além da testemunha (controle -) e adubação química (controle +). Médias seguidas de mesma letra maiúsculas nos diferentes manejos e de mesma letra minúscula nos microrganismos não diferem entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Apesar de os teores de P no solo (Figura 1) não serem considerados ideais para as plantas, em todos os tratamentos avaliados o conteúdo de P nas plantas de 30 d de cultivo foram superiores ao conteúdo crítico para V7, que é de 5 mg g⁻¹ (BARRY; MILLER, 1989). Esse resultado pode indicar a eficiência do sistema radicular na aquisição do P adsorvido do solo, além do fato de estarmos em um meio de volume limitado.

Os manejos do solo adotados não influenciaram no coeficiente de utilização biológica (CUB) de fósforo das plantas (Figura 3). E, ao se avaliar os FSPs, novamente, o mix de fungos proporcionou valores de CUB de P semelhantes ao verificado na presença da adução química (controle (+)). Os resultados indicam que as plantas desses tratamentos foram mais eficientes na utilização do P. Novamente destaca-se o potencial do mix de FMA que, mesmo sem a aplicação de insumos químicos, pode garantir um bom desenvolvimento das plantas.

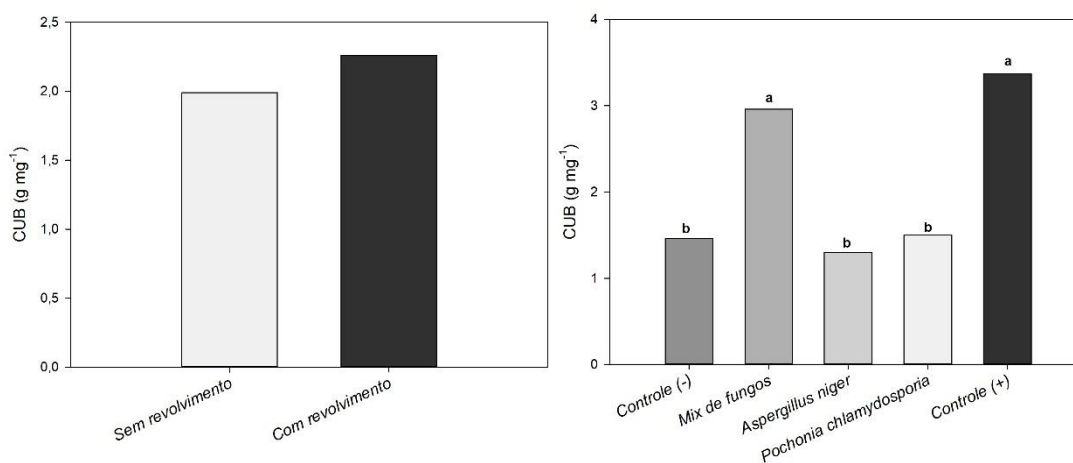


Figura 3. Coeficiente de utilização biológica (CUB) de fósforo de plantas de milho cultivadas em solos submetidos a diferentes manejos e aplicação de microrganismos solubilizadores de fosfato, além da testemunha (controle -) e adubação química (controle +). Médias seguidas de mesma letra maiúsculas nos diferentes manejos e de mesma letra minúscula nos microrganismos não diferem entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

3.2 Análises biométricas das plantas

Não se verificaram efeitos da interação dos fatores manejo do solo e microrganismos nas variáveis biométricas da parte aérea e raízes das plantas de milho. Tais variáveis foram influenciadas apenas pela adição dos microrganismos solubilizadores de fosfatos e, no caso do comprimento e volume de raízes (total, finas e grossas) também pelo efeito isolado do manejo do solo.

Tanto na parte aérea como na radicular novamente destaca-se o efeito da adição do mix de FMA sem uso de insumos químicos. Esses microrganismos proporcionaram ganhos de matéria seca de parte aérea e raiz, altura de parte aérea, e volume e comprimento de raízes semelhantes aos resultados obtidos com a adubação química convencional (Tabela 2).

A adição de *A. niger* e *P. chlamydosporia* não favoreceram as características biométricas das plantas de milho. Os resultados obtidos com esses microrganismos foram semelhantes a ausência de microrganismos (controle -). Os dados obtidos indicam a predominância de raízes finas no comprimento total de raízes. Mais de 90% das raízes com 30 d de cultivo foram de menor calibre (Tabela 2).

Tabela 2. Características biométricas da parte aérea e raízes de plantas de milho cultivadas em solos submetidos a diferentes manejos e aplicação de fungos solubilizadores de fosfato (FSPs), além da testemunha (controle -) e adubação química (controle +)

FSPs	Parte aérea									
	Altura (cm)		Matéria seca (g)							
Controle (-)	40.3	b	3.38	b						
Mix de fungos	50.2	a	5.97	a						
	7									
<i>Aspergillus niger</i>	38.7	b	2.53	c						
	2									
<i>Pochonia chlamydosporia</i>	37.7	b	2.92	bc						
Controle (+)	55.0	a	6.77	a						
	7									
FSPs	Raízes									
	Matéria seca (g)	Volume (cm ³)	Comprimento de raízes							
			Finas (m)		Grossas (m)		Total (m)			
Controle (-)	0.46	b	1316.1	b	12.1	b		0.8	b	12.9
			5		2	c	6		8	
Mix de fungos	0.83	a	1891.3	a	14.2	a	1.1	a	15.4	ab
					5	b	7		2	
<i>A. niger</i>	0.44	b	1308.5	b	12.1	b	0.8	b	13.0	bc
			5		8	c	2		0	
<i>P. chlamydosporia</i>	0.48	b	1147.2	b	10.7	c	0.7	b	11.4	c
			5		4		5		9	
Controle (+)	0.92	a	2066.2	a	16.8	a	1.1	a	18.0	a
			5		5		8		3	

Médias seguidas pela mesma letra minúsculas na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$)

Os baixos teores de P no solo fazem com as plantas procurem se adaptar e, frequentemente se utilizam de estratégias para a melhor exploração do solo (Figura 4). Uma dessas estratégias é o incremento no número e comprimento de raízes finas

e pelos radiculares (VANCE; UHDE-STONE; ALLAN, 2003b). Tal fato pode explicar os baixos teores de P no solo e, ao mesmo tempo, conteúdos adequados do nutriente nas plantas. Neste cenário, a presença dos microrganismos FMA não pode ser esquecida, pois como observado, foram importantes determinantes de maior absorção do P e de resposta das plantas.

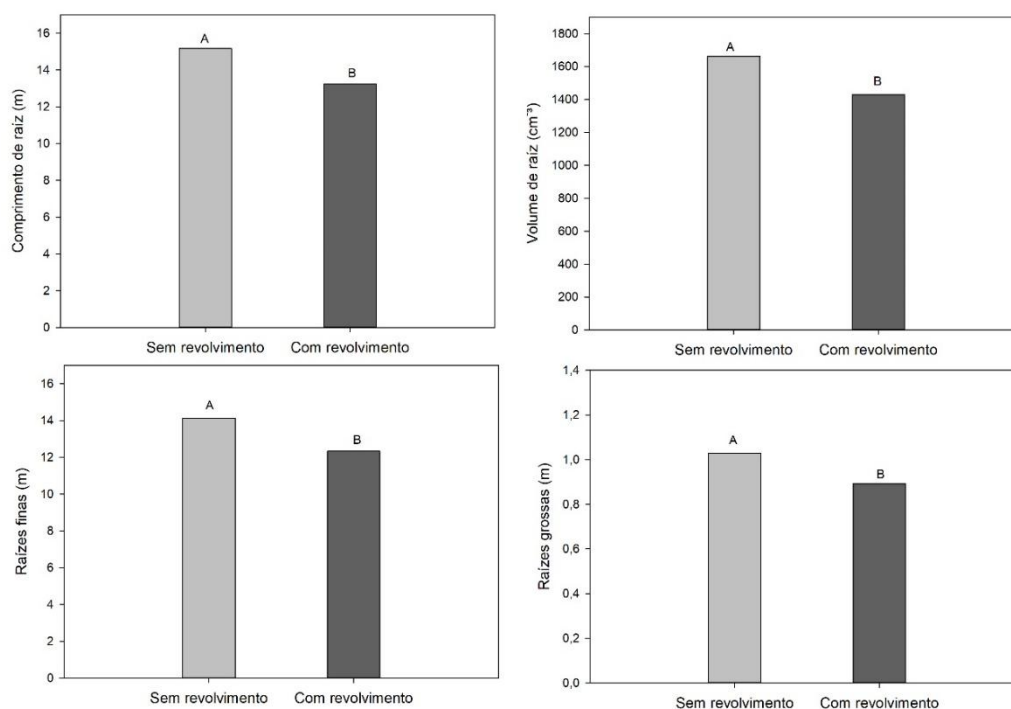


Figura 4. Comprimento e volume das raízes de plantas de milho após 30 dias de cultivo. Médias seguidas de mesma letra maiúsculas não diferem entre si pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

A ausência do revolvimento foi associada a maiores valores de comprimento e volume das raízes (total, finas e grossas) das plantas de milho após os 30 d de cultivo (Figura 4). A prática de cultivo mínimo proporcionou melhores condições para o desenvolvimento das raízes, um fenômeno que pode ser químico ou biológico. Babujia et al. (2014) encontraram uma maior diversidade bacteriana e fúngica em áreas sem revolvimento do solo, o que é atribuído, pelos autores, a preservação dos agregados do solo e consequente proteção de hifas fúngicas.

3.3 Atividade enzimática

O efeito dos diferentes manejos de solo e da aplicação de microrganismos solubilizadores de fosfato foi variável em função da enzima estudada (Tabela 3). As enzimas Fosforodiesterase e Fosfatase ácida foram afetadas apenas pelo manejo do solo, enquanto a Arilsulfatase foi influenciada individualmente pelos dois fatores e a β -glucosidade foi pela interação dos mesmos.

A ausência de revolvimento do solo incrementou os valores de Fosforodiesterase e reduziu os valores de Fosfatase ácida. O não revolvimento do solo pode auxiliar na maior facilidade de acesso de P pelas plantas e microrganismos, afetando a dinâmica do uso desse nutriente e liberação de enzimas.

No caso da Fosfatase ácida, sua atividade é relativamente menor em áreas com menores disponibilidade de P, mas ao mesmo tempo maiores teores dela são normalmente verificados e áreas de plantio direto, onde o revolvimento é mínimo. Exemplo disto é o trabalho de Mendes *et al.* (2019), que verificaram atividade em áreas cultivadas do Cerrado variando de 411 (plantio convencional) a 1457 (plantio direto) $\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Por outro lado, há de se destacar a alta variabilidade espacial e temporal associada a essa enzima, a ponto de Mendes *et al.* (2021) não inclui-la como um variável para ser utilizada como indicadora de qualidade do solo.

A da arilsulfatase, ligada ao ciclo do S, foi afetada pela adição dos FSPs, com maior atividade associada à adição do mix FMA. Com relação ao manejo, a atividade foi maior no solo sem revolvimento. Independente dos efeitos avaliados, a atividade da arilsulfatase de todos os tratamentos pode ser considerada baixa, uma vez que não supera 78 $\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (MENDES *et al.*, 2021).

A atividade da β -glucosidade foi influenciada pela interação dos dois fatores avaliados. Diferenças entre manejos do solo somente foram verificadas com a adição de *A. niger* e a adubação química, nos dois casos com superioridade nos valores de atividade no manejo sem revolvimento do solo. Por sua vez, as maiores atividades da enzima foram associadas à aplicação de *A. niger* no manejo sem revolvimento e de mix de FMA quando se utiliza o revolvimento do solo. Novamente observa-se o potencial dos FMAs, que neste caso parecem aumentar a eficiência catalítica das enzimas, como destacado por Mastro *et al.* (2020). Na maior parte dos tratamentos a atividade da β -glucosidade superou os 94 $\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, limite considerado adequado para Latossolos cultivados no Cerrado (MENDES *et al.*, 2021).

Tabela 3. Atividade enzimática de um Latossolo submetido a diferentes manejos e aplicação de fungos solubilizadores de fosfato (FSPs), testemunha (controle -) e adubação química (controle +), e cultivado com plantas de milho

Manejo do solo	Microrganismos solubilizadores de fosfato					Média
	Controle (-)	Mix de fungos	<i>A. niger</i>	<i>P. chlamydosporia</i>	Controle (+)	
β -glucosidade ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)						
Sem	90,48 b	104,5 ab	113,86 a A	87,49 b	108,74 ab A	101,01
Com	85,01 b	111,90 a	92,89 ab B	92,53 ab	91,85 ab B	94,84
Média	87,75	108,20	103,38	90,01	100,30	
Fosforodiesterase ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)						
Sem	20,44	26,63	21,97	23,75	21,44	22,84 A
Com	13,01	12,72	12,61	12,58	11,14	12,41 B
Média	16,72	19,67	17,29	18,17	16,29	
Fosfatase ácida ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)						
Sem	247,28	254,99	250,16	248,38	246,24	249,41 B
Com	379,34	376,56	344,11	369,79	317,68	357,49 A
Média	313,31	315,77	297,14	309,08	281,96	
Arilsulfatase ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)						
Sem	41,19	55,81	40,39	41,63	49,27	45,66 A
Com	28,42	34,41	24,74	24,54	27,66	27,96 B
Média	34,81 bc	45,11 a	32,57 c	33,09 bc	38,46 ab	

Manejo do solo: sem e com revolvimento do solo. Letras seguidas de mesmas letras maiúsculas nas colunas e minúsculas nas linhas não diferem entre si pelo Tukey ($p < 0,05$).

4. CONCLUSÃO

O uso de fungos micorrízicos arbusculares propiciou suprimento de P às plantas de milho semelhante a fonte mineral aplicada, refletindo em melhor desenvolvimento da planta em biomassa vegetal.

A ausência de revolvimento influenciou a atividade das enzimas do ciclo do P.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALORI, E. T.; GLICK, B. R.; BABALOLA, O. O. Microbial phosphorus solubilization and its potential for use in sustainable agriculture. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, p. 971, 2017.
- BABUJIA, L. C. *et al.* Microbial diversity in an Oxisol under no-tillage and conventional tillage in southern Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, p. 863-870, 2014.
- BARROW, N. J. *et al.* The soil phosphate fractionation fallacy. **Plant and Soil**, v. 459, p. 1–11, 2020.
- BARRY, D. A. J.; MILLER, M. H. Phosphorus Nutritional Requirement of Maize Seedlings for Maximum Yield. **Agronomy Journal**, v. 81, p. 95–99, 1989.
- BEVER, J. D.; PLATT, T. G.; MORTON, E. R. Microbial Population and Community Dynamics on Plant Roots and Their Feedbacks on Plant Communities. **Annual Review of Microbiology**, v. 66, p. 265–283, 2012.
- BRAGA, J. M.; DEFELIPO, B. V. Determinação espectrofotométrica de P em extratos de solo e material vegetal. **Revista Ceres**, v. 21, p. 73–85, 1974.
- BROWMAN, M. G.; TABATABAI, M. A. Phosphodiesterase Activity of Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 42, p. 284-295, 1978.
- CHALFOUN, S. M. *et al.* Selection of fungal isolates with potential for phosphate solubilization and formulation of inoculant for coffee crops. **Coffee Science**, v. 14, p. 315–325, 2019.
- CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing - R**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>. 2019.
- FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. ExpDes: An R Package for ANOVA and Experimental Designs. **Applied Mathematics**, v. 5, p. 2952–2958, 2014.
- GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils - A myth revisited. **Geoderma**, v. 262, p. 213–226, 2016.
- GIZAW, B. *et al.* Phosphate Solubilizing Fungi Isolated and Characterized from Teff Rhizosphere Soil Collected from North Showa and Gojam, Ethiopia. **Journal of Fertilizers & Pesticides**, v. 8, p. 2–9, 2017.
- GOTTSHALL, C. B.; COOPER, M.; EMERY, S. M. Activity, diversity and function of arbuscular mycorrhizae vary with changes in agricultural management intensity. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 241, p. 142–149, 2017.
- GOUVEIA, A. S. *et al.* Understanding How Pochonia chlamydosporia Increases Phosphorus Availability. **Geomicrobiology Journal**, v. 36, p. 747–751, 2019.
- GRANT, C. A. *et al.* A importância do fósforo no desenvolvimento inicial da planta. **Informações Agronômicas**, v. 95, p. 1–5, 2001.
- JOHNSON, C. M.; ULRICH, A. **Analytical methods for use in plant analysis**. California, USA: California Agric. Exp. Stat., 1959.
- KHAN, S. M.; ZAIDI, A.; WANI, P. A. Role of phosphate-solubilizing microorganisms

in sustainable agriculture-A review. **Agron. Sustain. Dev**, v. 27, p. 29–43, 2007.

LI, Y. *et al.* Minimum tillage and residue retention increase soil microbial population size and diversity: Implications for conservation tillage. **Science of the Total Environment**, v. 716, p. 137164, 2020.

MENDES, I. C. *et al.* Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: The FERTBIO soil sample concept. **Applied Soil Ecology**, v. 139, p. 85–93, 2019.

MENDES, I. C. *et al.* Soil quality and grain yield: A win–win combination in clayey tropical Oxisols. **Geoderma**, v. 388, p. 114880, 2021.

MONTEIRO, T. S. A. *et al.* Nematophagus fungi increasing phosphorus uptake and promoting plant growth. **Biological Control**, v. 123, p. 71–75, 2018.

NASCIMENTO, J. M. *et al.* *Aspergillus niger* as a key to unlock fixed phosphorus in highly weathered soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 156, p. 108190, maio 2021.

NGOLO, A. O. *et al.* Soil physical quality after 21 years of cultivation in a Brazilian Cerrado Latosol. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, 2019.

NOVAIS, R. F.; NEVES, J. C. L.; BARROS, N. F. Ensaio em ambiente controlado. In: OLIVEIRA, A. J. *et al.* (Org.). **Métodos de pesquisa em fertilidade do solo**. Brasília, DF: Embrapa SEA, 1991. p. 189–254.

NUNES, R. 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, p. 350-370, 2020.

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

PAVINATO, P. S.; MERLIN, A.; ROSOLEM, C. A. Phosphorus fractions in Brazilian Cerrado soils as affected by tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 105, p. 149–155, 2009.

PRADHAN, N.; SUKLA, L. B. Solubilization of inorganic phosphates by fungi isolated from agriculture soil. **African Journal of Biotechnology**, v. 5, p. 850–854, 2006.

RAIJ, B. V. *et al.* **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 2001.

RODRIGUES, M. *et al.* Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 1050–1061, 2015.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5° ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2018.

SCERVINO, J. M. *et al.* Soil fungal isolates produce different organic acid patterns involved in phosphate salts solubilization. **Biology and Fertility of Soils**, v. 46, p. 755–763, 2010.

SHARMA, S. B. *et al.* Phosphate solubilizing microbes: sustainable approach for managing phosphorus deficiency in agricultural soils. **SpringerPlus**, v. 2, p. 587-600,

2013.

SIDDIQI, M. Y.; GLASS, A. D. M. Utilization index: a modified approach to the estimation and comparison of nutrient utilization efficiency in plants. **Journal of Plant Nutrition**, v. 4, p. 298–302, 1981.

SMITH, S. E.; SMITH, F. A. Fresh perspectives on the roles of arbuscular mycorrhizal fungi in plant nutrition and growth. *Mycologia*, v. 104, p. 1–13, 2017.

SOMENAHALLY, A. *et al.* Microbial communities in soil profile are more responsive to legacy effects of wheat-cover crop rotations than tillage systems. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 123, p. 126–135, 2018.

SUN, B. *et al.* Greater fungal and bacterial biomass in soil large macropores under no-tillage than mouldboard ploughing. **European Journal of Soil Biology**, v. 97, p. 103155, 2020.

TABATABAI, M. A. **Soil Enzymes**. In: WEAVER, R.W.; SCOTT, A.; BOTTOMELEY, P. J., (Org.). *Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties*. SSSA Book Series ed. Madison: Soil Science Society of America Journal, 1994. v. 2. p. 775–833.

TAMMAM, A. *et al.* Influence of local isolates of arbuscular mycorrhizal fungi on growth and physiological performance in zea mays grown in phosphorus-deficient calcareous Soil. **Egyptian Journal of Botany**, v. 62, p. 131–148, 2022.

TIECHER, T. *et al.* Assessing linkage between soil phosphorus forms in contrasting tillage systems by path analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 276–280, 2018.

VANCE, C. P.; UHDE-STONE, C.; ALLAN, D. L. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. **New Phytologist**, v. 157, p. 423–447, 2003a.

VANCE, C. P.; UHDE-STONE, C.; ALLAN, D. L. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. **The New phytologist**, v. 157, p. 423–447, 2003b.

VANHEES, D. J. *et al.* The ability of maize roots to grow through compacted soil is not dependent on the amount of roots formed. **Field Crops Research**, v. 264, p. 108013, 2021.

WANG, X. X. *et al.* Arbuscular mycorrhizal fungi negatively affect nitrogen acquisition and grain yield of maize in a N deficient soil. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, p. 418–425, 2018.

ZANCANARO, L. O. E. *et al.* Long-term phosphate fertilization strategies evaluation in a Brazilian Oxisol. **Agronomy Journal**, v. 112, p. 4303–4320, 2020.

ZAVALA-GONZALEZ, E. A. *et al.* Some isolates of the nematophagous fungus *Pochonia chlamydosporia* promote root growth and reduce flowering time of tomato. **Annals of Applied Biology**, v. 166, p. 472–483, 2015.

ZHANG, X. *et al.* Tillage and residue management for long-term wheat-maize cropping in the North China Plain: I. Crop yield and integrated soil fertility index. **Field Crops Research**, v. 221, p. 157–165, 2018.

ZHOU, J. *et al.* Arbuscular mycorrhizal fungi have a greater role than root hairs of

maize for priming the rhizosphere microbial community and enhancing rhizosphere organic P mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 171, p. 108713, 2022.

CAPÍTULO 3

EMISSÕES DE CO₂, N₂O E CH₄ APÓS DUAS DÉCADAS DO USO DE UM LATOSSOLO DO CERRADO COM DISTINTOS SISTEMAS DE CULTIVO DO MILHO

RESUMO

A ocupação agrícola do Cerrado ocorreu por meio de constantes adições de insumos associados à adoção de diferentes práticas de manejo do solo, o que proporcionou ganhos de produtividade. Neste processo de intensificação agrícola, alterações são esperadas nas emissões de gases de efeito estufa (GEE), entretanto, poucos são os estudos que são capazes de avaliar o efeito de longo prazo da adoção de práticas de uso e manejo do solo neste componente tão relevante na atualidade no contexto das mudanças climáticas globais. Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar os fluxos de gases de GEE provenientes de um Latossolo do Cerrado submetido a mais de duas décadas de plantio de milho e cultivado sob diferentes sistemas de manejo. O local de estudo foi um experimento de longa duração formado por tratamentos que incluíam áreas com revolvimento do solo por ocasião do preparo (arado de disco e uso combinado de subsolagem com grade), área sem revolvimento do solo (cultivo mínimo), e uma área de vegetação nativa típica de cerrado, utilizada com referência. As coletas dos gases CH₄, CO₂ e N₂O foram realizadas em 11 expedições de campo no período de julho de 2019 a fevereiro de 2020. A retirada da vegetação nativa e o cultivo por mais de duas décadas reduziu os teores de C e N do solo. Entretanto, as práticas de preparo do solo e mesmo a adubação nitrogenada de cobertura não alteraram as emissões dos GEEs do solo das áreas cultivadas em relação ao da vegetação nativa. Este resultado não pode ser utilizado para justificar a livre remoção da vegetação nativa, uma vez que é apenas um retrato da similaridade atual das emissões nos tratamentos avaliados, não refletindo as perdas, em especial do C, durante o processo de conversão para áreas agrícolas. As emissões dos gases CH₄ e N₂O foram muito baixas em todo o período de avaliação. As emissões de CO₂ foram expressivas e com claros incrementos no período chuvoso. As emissões atuais das diferentes formas de preparo do solo não diferiram entre si e não alteram o potencial de aquecimento global em relação à área nativa.

Palavras chave: mudanças climáticas, não revolvimento do solo, potencial de aquecimento global

1. INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios da agricultura moderna é conciliar ganhos de rendimento das culturas com a redução de emissões de gases de efeito estufa (GEEs) (Huang et al., 2022). Este desafio é especialmente importante em países como o Brasil, onde o setor agropecuário apresenta contribuição expressiva nas emissões de GEEs (PAUSTIAN *et al.*, 2006). As emissões de GEEs neste setor aumentaram 49% entre os anos de 1990 (287 TgCO₂ eq.) e 2015 (429 TgCO₂ eq.), impulsionados pelo incremento na população animal e no uso de fertilizantes em solos agrícolas, e contribuindo com 31%, 73% e 83% das emissões brasileiras totais de CO₂, CH₄ e N₂O, respectivamente (MCTI, 2020).

Neste cenário, o solo adquire papel relevante. Este recurso natural pode se tornar emissor e/ou mitigador de GEEs, em função do uso, preparo, irrigação, aplicação de fertilizantes e fatores edafoclimáticos (BAYER *et al.*, 2016; JACINTHE; LAL, 2006; MOSIER *et al.*, 1998; SKINNER *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2019). Especificamente relacionado ao manejo do solo, algumas práticas podem proporcionar redução das emissões de GEEs, como é o caso da adoção do plantio direto. Uma estimativa do início da década passada indicava que a conversão de 12 milhões de ha para o sistema plantio direto até o ano de 2020 poderia ser capaz de remover 138,5 Mt CO₂ eq. da atmosfera (CERRI *et al.*, 2010). Outros autores indicam que os efeitos positivos desse sistema sem revolvimento, com proteção da matéria orgânica associada à agregação do solo, e com redução da temperatura do solo e dos processos erosivos podem amenizar impactos negativos do setor agrícola no aquecimento climático (Huang et al., 2022; Plaza-Bonilla et al., 2014; BAYER *et al.*, 2016; PES *et al.*, 2011). Por outro lado, reduções nas emissões de GEEs em cultivos sem revolvimento podem acontecer apenas nos primeiros anos após a conversão do manejo, com incremento de emissão após o sistema alcançar um novo equilíbrio em estoques de C (Huang et al., 2018).

A emissão de CO₂ do solo provém de reações bioquímicas diretamente relacionadas com a atividade biológica de microrganismos, estoque de C presente, temperatura e umidade do solo, bem como pela respiração radicular (PRIES *et al.*,

2017). De maneira geral, as emissões de CH₄ e N₂O também são afetados por propriedades físicas do solo, condições climáticas e manejo do solo. No caso do metano, a presença de bactérias metanotróficas tipo II propiciam a oxidação de CH₄ mesmo que este gás estando presente em baixas concentrações em solo aerado (CONRAD, 1996). Contudo, solos cultivados perdem grande parte de sua capacidade de oxidar CH₄ devido a redução da porosidade, o que dificulta a difusão do gás até os microrganismos (KOLLAH *et al.*, 2020). Em relação ao N₂O, as emissões do solo decorrem das adubações nitrogenadas orgânicas e inorgânicas. O incremento nessas emissões de N₂O são causadas pela alta concentração de N mineral nos fertilizantes, em especial em períodos de alta precipitação (GARCIA-RUIZ; BAGGS, 2007); associados ou não à utilização de leguminosas em rotação (BAYER *et al.*, 2016) e ainda pela compactação do solo (BALL; SCOTT; PARKER, 1999).

Nos estudos de emissão de GEES, a análise isolada dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O pode não permitir a avaliação clara do Potencial de Aquecimento Global (GWP), que é o balanço geral dos fluxos desses gases na interface solo-atmosfera. Em áreas de plantio direto, estudos indicam maior emissão de N₂O associada com maior fixação de C no solo (METAY *et al.*, 2007), afetando diretamente o balanço do GWP. Neste sentido, os sistemas de manejo devem ser orientados para a redução global do GWP e, neste cenário, ganhos de estoque de carbono no solo são fundamentais para a mitigação das emissões de GEES da atividade agropecuária.

As áreas de Cerrado concentram grande parte da produção agrícola do Brasil, sendo o plantio direto prática comum na região. Contudo, muitas vezes o sistema de manejo adotado se aproxima muito mais de um cultivo mínimo, tendo em vista a pouca ou nenhuma manutenção da palhada em cobertura e a ausência da adoção da rotação de culturas. Especificamente para essa situação frequentemente observada no campo, poucas são as informações disponíveis na mitigação de emissões de GEEs. Dados de emissões de GEES em solos com a adoção do sistema plantio direto segundo seus três pilares (não ou pouco revolvimento do solo, cobertura permanente do solo e rotação de culturas) é mais comum, mas pode levar a uma superestimação da contribuição mitigadora desta prática de manejo, uma vez que seu uso para áreas com apenas cultivo mínimo pode não representar a realidade. A hipótese desse estudo foi se o cultivo mínimo, após 25 anos de execução, proporciona menores emissões acumuladas de GEE comparativamente a cultivos com revolvimento. Diante

do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar como sistemas de manejo de longo prazo de um Latossolo do Cerrado afetam o fluxo de gases do efeito estufa (GEEs).

2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em uma área experimental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Milho e Sorgo, localizada no município de Sete Lagoas-MG (19° 27.408' S e 44° 10.939' W), a uma altitude de 786 m. O experimento foi estabelecido na safra 1994/1995 com diferentes preparos do solo para o cultivo do milho, com e sem revolvimento do solo. Trata-se, portanto, de um experimento de longa duração, no qual os tratamentos são repetidos ao longo dos anos.

A região apresenta vegetação típica de Cerrado e clima do tipo Cwa, de acordo com a classificação de Köppen, ou seja, chuvoso no inverno e quente no verão, e temperatura média de 22 °C. O estudo de emissão de gases foi conduzido de julho de 2019 a fevereiro de 2020, e os dados registrados de pluviosidade e temperatura de uma estação climatológica automatizada do INMET (INMET, 2020) no local são apresentados na Figura 1.

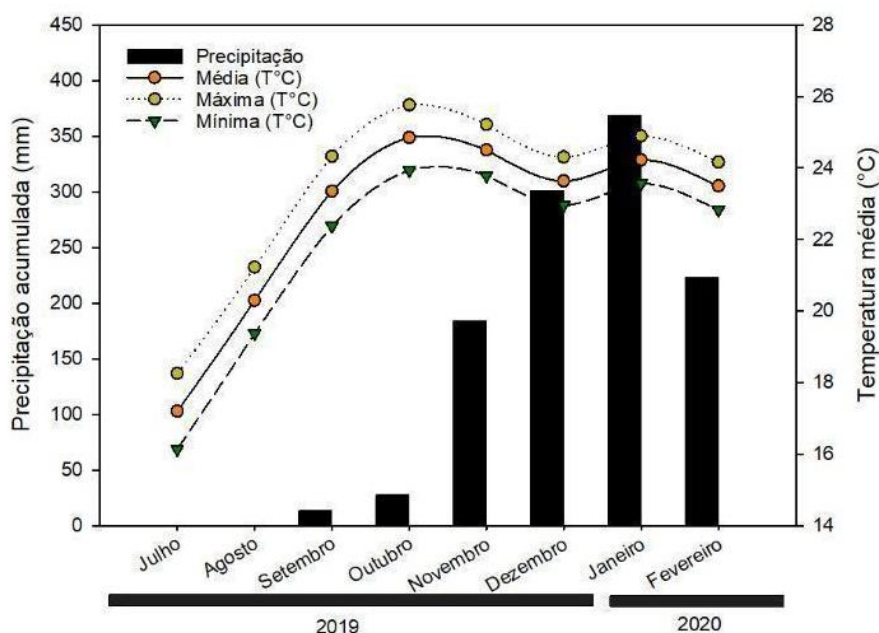


Figura 1. Temperatura do ar (média, máxima e mínima) e precipitação na Embrapa Milho e Sorgo, em Sete Lagoas, MG, durante a condução do experimento de coleta de gases (julho/2019 a fevereiro/2020).

O solo do local é um Latossolo Vermelho (SANTOS *et al.*, 2018) de textura muito argilosa, cujas principais características químicas e físicas verificadas na profundidade de 0 a 20 cm dos tratamentos avaliados são descritas na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização química e física do Latossolo utilizado no estudo de emissão de gases antes do início do estudo

	Cerrado Nativo	Arado de Discos	Cultivo Mínimo	Grade + Subsolador
pH (H ₂ O)	6,0	5,8	6,5	5,9
P (mg dm ⁻³)	5,5	9,4	22,4	12,0
K (mg dm ⁻³)	72	110	172	166
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	3,65	3,83	4,34	4,08
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,34	0,61	0,67	0,65
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,1	0,0	0,0	0,0
Al+H (cmol _c dm ⁻³)	8,91	5,61	3,96	4,29
SB (cmol _c dm ⁻³)	4,17	7,72	5,45	5,15
t (cmol _c dm ⁻³)	4,27	4,72	5,45	5,15
T (cmol _c dm ⁻³)	13,08	10,33	9,41	9,44
V (%)	31,9	45,7	57,9	54,6
m (%)	2,3	0,0	0,0	0,0
Argila (kg kg ⁻¹)*	0,84	0,75	0,71	0,75
C-MOP (g kg ⁻¹)*	20,67	10,37	10,85	10,59
C-MAM (g kg ⁻¹)*	23,65	21,55	19,69	21,35
Déficit de saturação de C	-0,58	-0,44	-0,31	-0,42

Análises: pH em água, relação 1: 2,5; P e K: extrator Mehlich-1; Ca, Mg, Al: extrator KCl 1 mol L⁻¹; H+Al: extrator Acetado de Cálcio 0,5 mol L⁻¹ pH 7,0; SB = soma de bases; t = capacidade de troca catiônica efetiva (t, no pH original) e em pH 7,0 (T); V = saturação de bases; m = saturação de alumínio; C-MOP = carbono da matéria orgânica particulada; C-MAM = carbono da matéria orgânica associada aos minerais. Todos os procedimentos foram efetuados segundo EMBRAPA (2017). Déficit de saturação de C: (silte+argila) – estoque de C, segundo Six (2002). * Dados de Ngolo *et al.* (2019).

2.1 Caracterização do experimento

O experimento de longa duração é formado por diferentes tratamentos em campo, tendo sido selecionados para o presente estudo um sem revolvimento do solo (cultivo mínimo - CM) e dois com revolvimento do solo por ocasião do preparo (arado de disco - AD e prática da subsolagem combinada com o uso de grade - GS). Uma área de vegetação nativa típica de Cerrado (CE) foi mantida próxima da área experimental para ser utilizada como referência.

Os tratamentos com e sem revolvimento do solo foram organizados em blocos ao acaso, com três repetições em campo e dispostas em unidades experimentais de 320 m². Nos tratamentos AD e GS ocorre o cultivo anual exclusivo de milho desde a safra 2004/2005, sendo comum nos anos anteriores, a sucessão milho/soja

(OLIVEIRA *et al.*, 2007). Na área de CM, a sucessão anual milho/soja perdura desde a safra 1994/1995. No inverno todas as unidades experimentais cultivadas são mantidas em pousio com a manutenção dos restos culturais sobre o solo, não havendo cultura de cobertura.

Os equipamentos utilizados nas operações anuais de pré-plantio para o revolvimento do solo são arado (três discos de 32" de diâmetro) e grade niveladora no tratamento AD, e subsolador de três hastes (40 cm de profundidade) seguida de grade aradora (16 discos de 28" de diâmetro) e grade niveladora no tratamento GS. A mesma máquina semeadora adubadora é utilizada em todos os cultivos. Anualmente todos os cultivos recebem a aplicação de 1 t ha⁻¹ de calagem e gessagem antes das operações de preparo do solo. A adubação anual de plantio para os tratamentos AD e GS é de 40 kg ha⁻¹ de N, 140 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 80 kg ha⁻¹ de K₂O, 0,50 kg ha⁻¹ de B e 2,50 kg ha⁻¹ de Zn na semeadura. Para o CM são aplicados 70 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 40 kg ha⁻¹ de K₂O, 0,25 kg ha⁻¹ de B e 1,25 kg ha⁻¹ de Zn. Na adubação de cobertura da cultura do milho em todos os tratamentos cultivados são aplicados anualmente 132 kg ha⁻¹ de N (ureia).

O presente estudo considerou o experimento como sendo formado em um delineamento em blocos casualizados, com quatro tratamentos, sendo três formas de manejo do solo (CM, AD e GS) e a área controle (CE), com três repetições. A avaliação da emissão dos gases foi efetuada na safra 2019/2020, portanto, 25 anos após o início dos tratamentos neste experimento de longa duração. No momento da avaliação dos GEEs, as áreas de AD e GS eram cultivadas com milho e a área de CM com soja.

2.2 Amostragem de solo e análises

Amostras de solo foram coletadas em janeiro de 2020 para a avaliação dos teores de carbono orgânico total (COT) (YEOMANS; BREMNER, 1988) e nitrogênio total (N total) do solo. Para a discussão dos resultados, também foram utilizados dados de análises físicas do solo obtidos por Ngolo *et al.* (2019), em estudo prévio realizado na mesma área. Este autor realizou suas coletas em 2017 e avaliou densidade do solo (Ds), densidade de partículas, microporosidade (Mi), macroporosidade (Ma) e porosidade total (PT).

2.3 Avaliação da emissão de gases de efeito estufa (GEEs)

Em cada unidade experimental foram dispostas aleatoriamente duas câmaras para a coleta de gases, uma na linha e outra na entrelinha da cultura (Figura 2). As câmaras cilíndricas de PVC, com dimensões de 0,15 m de diâmetro e 0,25 m de altura, foram inseridas até a profundidade de 0,10 m no perfil do solo.

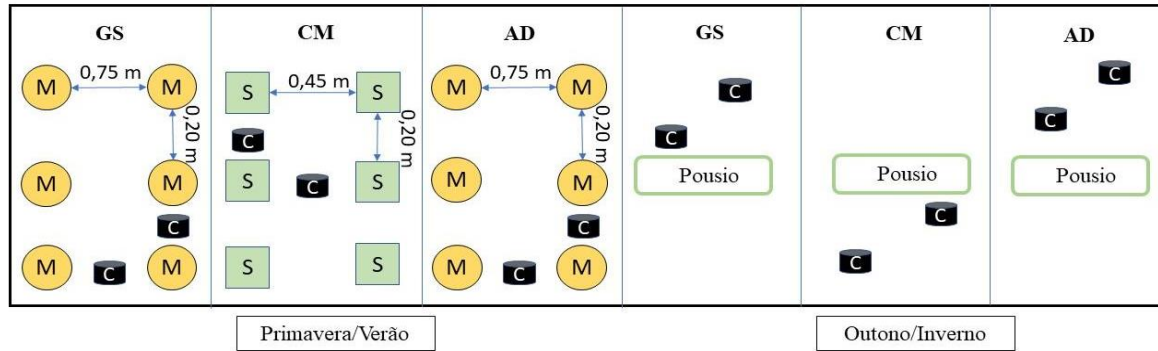


Figura 2. Localização das câmaras entre os diferentes cultivos da área de estudo. GS=Grade+Subsolador; CM=Cultivo Mínimo; AD= Arado de Disco; M=milho; S=soja. C=câmaras.

A coleta de amostras de gases foi iniciada na entressafra em julho de 2019 e finalizaram em fevereiro de 2020, totalizando 14 coletas (Figura 2). A periodicidade das coletas foi variável e dependente da logística, condições climatológicas e disponibilidade de pessoal e equipamentos. As coletas foram realizadas nos dias 16, 17, 18 e 19 de julho, 20 e 30 de agosto, 13 e 27 de setembro, 18 de outubro, 16 de novembro, 6 e 17 de dezembro de 2019 e 7 de janeiro e 10 de fevereiro de 2020. As coletas iniciais e sequenciais no mês de julho foram realizadas para se avaliar o padrão nos fluxos neste período. O preparo do solo nos tratamentos com revolvimento foi no dia 18/11/2019 e o plantio aconteceu em 25/11/2019.

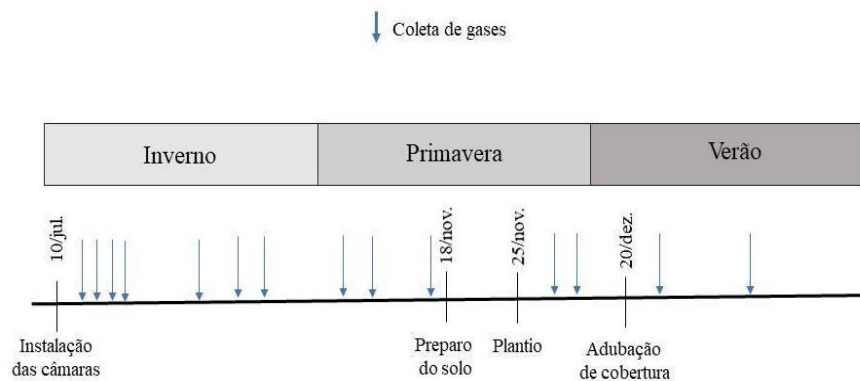


Figura 3. Cronograma das coletas de gases para avaliação da emissão de GEES em experimento na unidade da Embrapa Milho e Sorgo, em Sete Lagoas, MG.

A amostragem de gases foi sempre realizada pela manhã, entre as 7 e 11 h, com o objetivo de minimizar o período de maior variação na temperatura e umidade do ar. No momento da amostragem, as câmaras eram fechadas para permitir a concentração e coleta de gases. As amostras de gases foram então coletadas nos intervalos de 0, 15, 30, 60 min após o fechamento das câmaras, com o uso de seringas de 20 mL (BD®) equipadas com válvulas de três vias. A temperatura e umidade do solo foram registradas no início de cada amostragem ao lado das câmaras. A temperatura foi obtida de forma direta com um termômetro de solo enterrado a 5 cm de profundidade. Na avaliação da umidade do solo foram utilizados sensores TDR de leitura instantânea ou coletadas amostras de solo para a determinação pelo método termogravimétrico.

Após a coleta em campo, as seringas foram armazenadas em ambiente refrigerado e encaminhadas para o laboratório, onde o conteúdo das mesmas foi transferido para frascos equipados com rolhas de borracha (HS20 - Shimadzu Corporation). O conteúdo dos frascos foi inserido com um amostrador automático tipo headspace sampler (HS20 – Shimadzu Corporation) em um cromatógrafo de gás equipado com espectrômetro de massas (GCMS- QP2010 SE - Shimadzu Corporation) equipado com uma coluna Rtx-5MS (30 m de comprimento; 0,25 mm DI; 0,25 µm de espessura de filme). Após processamento foram obtidas as concentrações de CH₄, CO₂ e N₂O de cada amostra a partir da área da resposta.

As concentrações obtidas dos GEEs foram utilizadas para a estimativa dos fluxos no solo desses gases, segundo equação proposta por Smith; Conen (2003):

$$\text{Fluxo de GEE do solo } (\mu\text{g m}^{-2}\text{h}^{-1}) = \frac{\Delta Q}{\Delta t} \times M \times \left(\frac{P \times V}{R \times T} \right) \times \frac{1}{A},$$

onde: $\Delta Q / \Delta t$ é o coeficiente angular (ppm s⁻¹) obtido ajustando as concentrações do gás em função dos tempos em cada coleta; M é a massa molar do gás (g mol⁻¹); P é a pressão constante de 1 atm; V é o volume da câmara (litros); R é a constante dos gases (0,08205746); T é a temperatura do solo (K) e A é a área da câmara (m²).

Os fluxos acumulados de CH₄, CO₂ e N₂O foram calculadas segundo a seguinte equação (CAI; DING; LUO, 2013):

$$\text{Fluxo acumulado do GEE do solo} = \sum_{i=1}^n \left[\frac{(F_i + F_{i+1})}{2} \right] \times [(t_{i+1} - t_1) \times 24],$$

onde F_i é o fluxo do gás em cada coleta (μg m⁻² h⁻¹), t é o tempo (em dias) entre as coletas e n é o número total de coletas em campo. O fluxo total de CO₂ foi estimado em t ha⁻¹ em seis meses, enquanto os de N₂O e CH₄ em kg ha⁻¹.

O potencial de aquecimento global (GWP) foi calculado como CO₂ equivalente (CO₂ eq.) considerando o tempo de um ano e os potenciais de aquecimento (IPCC, 2013) de N₂O e CH₄, segundo a equação:

$$GWP (kg \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}) = (25 \times CH_4) + (298 \times N_2O) + (1 \times CO_2).$$

Na estimativa das emissões de GEEs foram consideradas as coletas de gases efetuadas nas linhas e entrelinhas do cultivo. No início das coletas as câmaras foram instaladas onde, visualmente, podia-se identificar as linhas e entrelinhas de plantio. No cerrado os locais foram escolhidos aleatoriamente. Para isto, considerou-se como contribuição da linha de cultivo na composição do fluxo total acumulado toda a região formada por uma faixa que englobava 20 cm de cada lado da linha das plantas. Como o espaçamento do milho é de 0,75 m e o da soja de 0,45 m, esta região de 40 cm ao redor das linhas de plantio correspondem a 36,6% e 46,6% da área total dessas duas culturas, respectivamente. O restante da área foi considerado como contribuição da entrelinha de cultivo.

Na área de cerrado nativo, foram dispostas aleatoriamente também três câmaras de coleta de gases, das quais foram extraídos os gases nos mesmos tempos de coleta das áreas cultivadas.

A estimativa as emissões de GEEs em relação ao estoque C do solo foi calculado segundo a equação:

$$\text{Emissão proporcional} = \frac{CO_2 \text{ eq}}{\text{Estoque de C do solo}}$$

2.4 Análise estatística

A análise da variação temporal da emissão dos GEEs foi realizada para os fluxos ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) de CO_2 (FCO_2), CH_4 (FCH_4) e N_2O (FN_2O), por meio do cálculo do intervalo de confiança ($p < 0,10$) das médias obtidas para cada tratamento.

Para a comparação do fluxo acumulado dos gases nos diferentes tratamentos, os dados inicialmente foram submetidos à transformação logarítmica para atender os pressupostos de normalidade dos erros e homogeneidade das variâncias. Na sequência os dados foram submetidos à análise de variância (teste F) e as médias foram comparadas pelo teste de t ($p < 0,10$). Os dados de CO_2 eq., GWP e emissão proporcional foram avaliadas pelo teste de Dunnett para comparação entre a área de referência (Cerrado) e as áreas cultivadas, pelo teste t ($p < 0,10$).

Análises de correlação de Pearson também foram realizadas para avaliar a variação do fluxo acumulado em relação à umidade e temperatura do solo, Ds, Ma, Mi, PT, COT, N total e relação C:N.

Todas as análises estatísticas foram executadas com o software R (Core Team, 2019), por meio dos pacotes *easyanova* (ARNHOLD, 2013) e *corrplot* (WEI *et al.*, 2017).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análises físicas

Os resultados das análises físicas dos solos das áreas em estudo e obtidos por Ngolo *et al.* (2019) são apresentados na Tabela 2. Os dados indicam o efeito do cultivo no incremento dos valores de densidade do solo (Ds), quando comparado com a área de Cerrado. Valores de Ds superiores a $1,24 \text{ g dm}^{-3}$ são verificados em todos os tratamentos cultivados independente do sistema de manejo utilizado e após mais de duas décadas de uso. Valores superiores a este limite para solos argilosos podem limitar o crescimento das raízes das plantas (PACHEPSKY; PARK, 2015).

O cultivo no longo prazo também reduziu a macroporosidade e a porosidade total do solo em comparação com a área nativa. Os macroporos foram os mais afetados, atingindo valores próximos ou menores do que 1% do volume total do solo, e impactaram diretamente na redução da porosidade total nos tratamentos cultivados.

Tabela 2. Caracterização física e química do Latossolo de Cerrado submetido por mais de duas décadas a diferentes usos e manejo do solo

	AD	CM	GS	CE
Ds (g dm ⁻³) ⁽¹⁾	1,36* a	1,30* a	1,28* a	0,97
Macroporosidade (m ³ m ⁻³) ⁽¹⁾	0,011 b *	0,014 b *	0,002 b *	0,146
Microporosidade (m ³ m ⁻³) ⁽¹⁾	0.47* a	0.46* a	0.46* a	0.42
Porosidade Total (m ³ m ⁻³) ⁽¹⁾	0.48* b	0.47* b	0.478 b	0.57
COT (g kg ⁻¹)	24.80 b *	22.35 b *	24.70 b *	46.04
N total (g kg ⁻¹)	7.85* b	6.13* b	8.84* b	13.36
Relação C:N	3.21 a	4.16 a	2.79 a	3.50

Ds: densidade do solo, Mi: microporosidade, Ma: macroporosidade, PT: porosidade total (PT). Tratamentos: arado de disco (AD), cultivo mínimo (CM), subsolagem combinada com o uso de grade (GS) e cerrado nativo (CE). Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$). ⁽¹⁾ Resultados de Ngolo et al. (2019). As médias seguidas de um asterisco (*) foram significativamente diferentes da área de referência (CE) pelo teste de Dunnett ($p < 0,10$). Para os tratamentos cultivados (AD, CM e GS) as médias seguidas da mesma letra em cada linha não foram significativamente diferentes pelo teste de t ($p < 0,10$).

A presença de, pelo menos, 0,09 a 0,13 m³ m⁻³ de volume de macroporos é considerada adequada para o desenvolvimento das plantas em solos cultivados (REYNOLDS *et al.*, 2009), condição verificada apenas no solo da área de Cerrado. Parte dos macroporos perdidos com o cultivo no longo prazo foram transformados em microporos, situação que pode favorecer a maior retenção de água no solo (VIZIOLI *et al.*, 2021), muito embora também reflita uma compactação do solo, como indicado pelos valores de densidade do solo, com impactos na aeração e desenvolvimento das plantas (JAYARATHNE *et al.*, 2020). Os resultados não indicaram que o cultivo mínimo foi capaz de melhorar a qualidade física do solo, o que poder atribuído a inserção de cultivos que não atendam aos três pilares do sistema plantio direto, em especial à não manutenção da palha em superfície (NGOLO et al., 2019), predomínio da sucessão soja-milho (NUNES et al., 2020), compactação do solo, aceleração de processos de erosão laminar (BARBOSA et al., 2021; SHERMAN et al., 2020) e falta de uma cultura de inverno.

As mudanças de uso da terra da área em estudo, com a retirada da vegetação de Cerrado para a inserção de pastagem em um primeiro momento, seguida dos cultivos por mais de duas décadas nos diferentes sistemas de manejo, contribuíram para a redução dos teores de COT e N do solo (Tabela 2). Esses resultados são coerentes com as melhores condições físicas do solo na área de vegetação nativa de Cerrado, uma vez que a implementação do cultivo aumenta a exposição da matéria orgânica do solo aos processos de mineralização, além do fato de o ambiente natural ser mais conservador do ponto de vista da produção de material vegetal.

O não revolvimento do solo no sistema CM não foi capaz de reduzir as perdas nos teores de COT e N, em comparação com a adoção de práticas de revolvimento (AD e GS). Não se observou alterações na relação C:N do solo entre os tratamentos cultivados e nem desses com a área de referência, sugerindo perdas proporcionais de C e N nas áreas. De todos os modos, a relação C:N de todos os tratamentos pode ser considerada baixa, indicando maior taxa de imobilização de C do solo (COSTA *et al.*, 2020).

Os teores de carbono e nitrogênio nos solos do Cerrado nativo, bem como da relação C:N, são variáveis. O COT pode variar de $0,99 \text{ g kg}^{-1}$ (SARTO *et al.*, 2020) a $68,43 \text{ g kg}^{-1}$ (RIBEIRO, R. H. *et al.*, 2019), com consequente e esperada redução desses teores após a adoção de cultivos agrícolas. Redução dos teores de N total são comuns nas áreas cultivadas e são associadas ao maior consumo de N pelas culturas, em contrapartida é possível ter um maior aporte de C, não permitindo um processo de mineralização da matéria orgânica (CAMPANHA *et al.*, 2019).

A combinação da remoção de N pela cultura do milho, que pode alcançar de 30 a 60 % do que é adicionado via fertilização, com as perdas por volatilização representam retiradas significativas de N inorgânico no sistema (FERNANDES; LIBARDI, 2012). Por outro lado, em sistemas de plantio direto, o N pode retornar ao sistema por meio da manutenção da palhada e interagir com o N nativo do solo, passando para formas orgânicas e contribuindo com a matéria orgânica do solo (SILVA *et al.*, 2008).

Embora se tenha verificado redução nos teores de COT nas áreas cultivadas em relação ao Cerrado nativo, os valores obtidos nos tratamentos AD ($24,80 \text{ g kg}^{-1}$), CM ($22,35 \text{ g kg}^{-1}$) e GS ($24,70 \text{ g kg}^{-1}$) são próximos de $23,20 \text{ g kg}^{-1}$, que separa as classes médio e bom nas chaves de interpretação dos teores de matéria orgânica do

solo (ALVAREZ V *et al.*, 1999). Mesmo após duas décadas de cultivo e uso do solo, os teores são mantidos em níveis minimamente satisfatórios.

3.2 Fluxos de GEEs

Comparação entre linhas e entrelinhas de cultivo

Os fluxos dos gases CH₄, CO₂ e N₂O obtidos nas linhas e entrelinhas dos diferentes tratamentos cultivados são apresentados nas Figuras 4, 5 e 6, respectivamente. Os fluxos médios desses GEEs são apresentados na Tabela 3. Os resultados obtidos não indicam, visualmente, grandes diferenças nas emissões de linhas e entrelinhas, e os maiores fluxos foram associados à ocorrência de precipitações.

As emissões de CH₄ não diferiram quando avaliadas na entrelinha e linha de plantio. Sob manejos conservacionistas, os solos podem atuar na absorção deste gás (Bilen *et al.*, 2022) e, aparentemente, a pequena distância entre linha e entrelinha não parece ser um fator que diferencie as emissões. Manejos convencionais e conservacionistas do solo podem aumentar ou reduzir a macroporosidade, afetando a microbiota dos metanotrofos e, por conseguinte, a emissão do CH₄, que é resultado do equilíbrio entre processos biológicos e físicos do solo. No presente estudo, não foi possível diagnosticar diferenças entre os manejos com revolvimento e o manejo sem revolvimento.

O aumento de fluxos de gases com a chuva é esperado tendo em vista a expulsão do conteúdo gasoso dos poros com a movimentação da água no perfil do solo. Ganhos em termos de emissão de CO₂ após eventos de precipitação antecedido por período seco podem ser relacionados com a decomposição da biomassa microbiana acumulada durante o período seco (BLAZEWICZ; SCHWARTZ; FIRESTONE, 2014), bem como com o aumento da atividade de microrganismos na decomposição de substratos orgânicos e inorgânicos com o retorno da água ao sistema.

Em solos cultivados o aumento da emissão de N₂O também pode ser associado com a adição de fertilizantes, que geralmente coincide com o período de altas precipitações. Nessas condições, ocorre o favorecimento da desnitrificação, o que contribui para a emissão de N₂O do solo (PASSIANOTO *et al.*, 2003), ao ponto de se verificar aumentos de 20 vezes nos fluxos de N₂O, como observado por (SKIBA; BALL,

2006) após a aplicação de fertilizantes nitrogenados em solos arenosos. Os fluxos de N_2O obtidos no presente estudo, entretanto, sugerem que a aplicação de fertilizantes no plantio e em cobertura não foram capazes de alterar com expressividade os fluxos deste GEE no solo avaliado nas linhas e entrelinhas de plantio nos sistemas com revolvimento. Como no tratamento CM não houve a aplicação de fertilizantes nitrogenados para o cultivo da soja, a ausência de diferenças de fluxos de N_2O entre este e os demais tratamentos cultivados sugere o efeito da entrada de resíduos da cultura ao longo do tempo, aumentando os teores de N no solo, bem como a atuação das bactérias fixadoras de N, assim como verificado por Ponti et al. (2020).

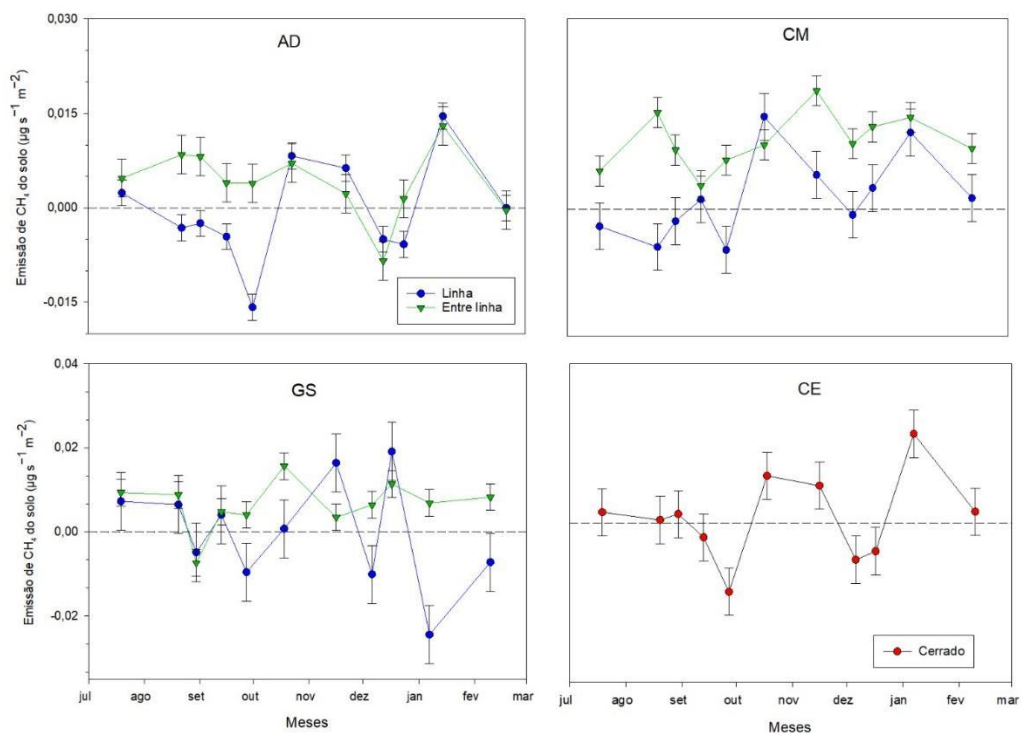


Figura 4. Fluxos do gás CH_4 obtidos em campo nas linhas e entrelinhas em áreas cultivadas e em área de vegetação nativa de um Latossolo tratamentos arado de disco (AD), cultivo mínimo (CM), subsolagem combinada com o uso de grade (GS) e Cerrado nativo (CE).

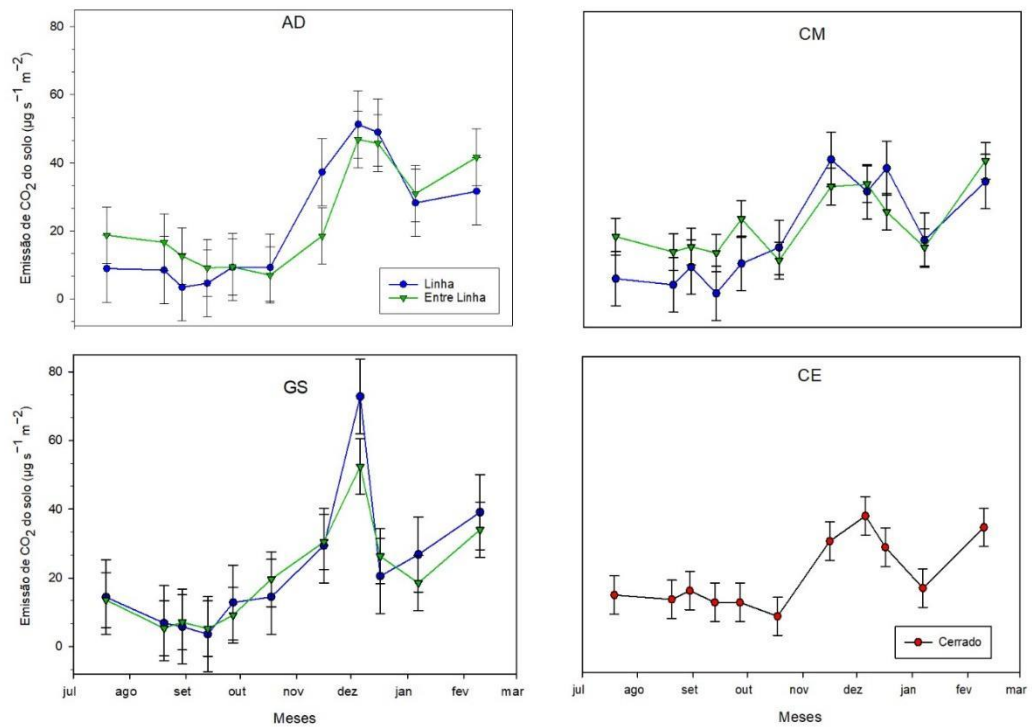


Figura 5. Fluxos do gás CO_2 obtidos em campo nas linhas e entrelinhas em áreas cultivadas e em área de vegetação nativa de um Latossolo nos tratamentos arado de disco (AD), cultivo mínimo (CM) subsolagem combinada com o uso de grade (GS) e Cerrado nativo (CE).

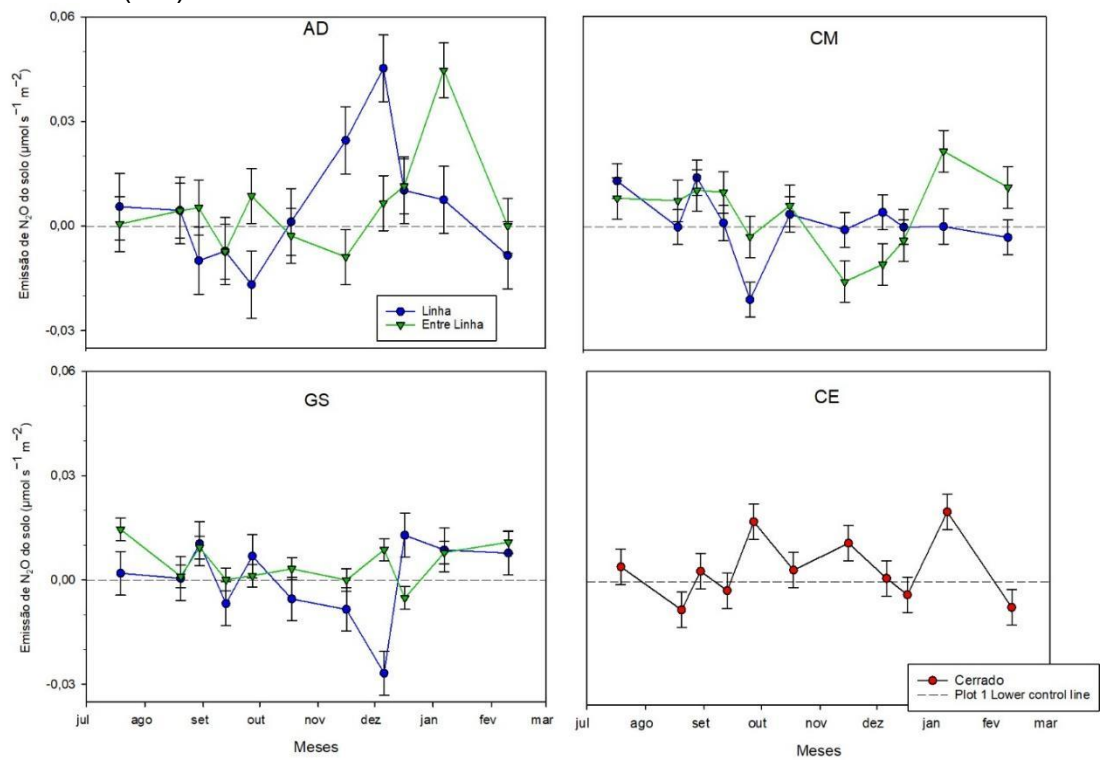


Figura 6. Fluxos do gás N_2O obtidos em campo nas linhas e entrelinhas em áreas cultivadas e em área de vegetação nativa de um Latossolo nos tratamentos arado de disco (AD), cultivo mínimo (CM), subsolagem combinada com o uso de grade (GS) e Cerrado nativo (CE).

Tabela 3. Valores mínimos e máximos de fluxo de gases do efeito estufa obtidos em 11 avaliações efetuadas em campo em diferentes tratamentos em Latossolo do cerrado

		AD		CM		GS		CE
		L	EL	L	EL	L	EL	
		----- $\mu\text{g s}^{-1} \text{m}^{-2}$ -----						
CH ₄	Mínimo	-0,015	-0,008	0,014	0,009	-0,024	-0,007	-0,01
	Máximo	0,014	0,013	-0,006	0,015	0,016	0,015	0,10
CO ₂	Mínimo	3,373	6,937	2,045	11,716	3,589	5,209	8,57
	Máximo	51,314	46,843	41,46	41,091	72,821	52,437	38,16
N ₂ O	Mínimo	-0,008	-0,008	-0,004	0,003	-0,008	-0,005	-0,00
	Máximo	0,045	0,044	0,014	0,021	0,012	0,014	0,00

Tratamentos: arado de disco (AD), cultivo mínimo (CM), grade+subsolador (GS) e Cerrado nativo (CE). Avaliações efetuadas na linha (L) e entrelinha (EL).

Fluxos de GEEs na área total

Os fluxos totais dos GEEs nos tratamentos avaliados são apresentados na Figura 7. Durante o período de avaliação não se verificou grande oscilação nos fluxos totais de CH₄ entre os tratamentos considerados. Contudo, os valores de emissão foram positivos e negativos no período, indicando que o solo atua como emissor ou mitigador deste gás, respectivamente. Os fluxos totais de CH₄ variaram de -0,0088 a 0,0168 $\mu\text{g s}^{-1} \text{m}^{-2}$ (Figura 7), valores considerados muito baixos por WACHIYE *et al.* (2020). A compactação do solo poderia ser uma das causas destes baixos valores nas áreas cultivadas por limitar a difusão do CH₄ no perfil (JACINTHE; LAL, 2006). Entretanto, na área de Cerrado, onde menores valores de densidade do solo são observados, o fluxo total deste gás também foi baixo. Desta forma, os baixos valores de fluxo total do CH₄ indicam emissão ou mitigação dos solos estudados próximo de zero, nos períodos seco e chuvoso.

No período seco não se verificou diferenças entre tratamentos no fluxo de CO₂, ainda que algumas diferenças tenham sido registradas em momentos específicos de coleta (dados não mostrados), mas sem uma consistência de comportamento que

permitisse extrair resultados que indicassem efeito deste ou daquele tratamento. Dentro do período chuvoso, os fluxos de CO₂ não apresentaram diferenças entre os tratamentos. Entretanto, quando se comparam as duas estações do ano, o fluxo de CO₂ foi incrementado no período chuvoso em comparação com o período seco para todos os tratamentos. Considerando o dia 15 de outubro, coincidente com as cinco primeiras coletas de gases, como o limite entre o período seco e chuvoso, os fluxos médios de CO₂ foram de 14, 8, 12 e 10 µg s⁻¹ m⁻² no período seco, e de 34, 32, 32 e 36 µg s⁻¹ m⁻² no período chuvoso, para as áreas de cerrado, grade + subsolador, cultivo mínimo e arado de discos, respectivamente.

As variações no fluxo de CO₂ após a ocorrência das precipitações podem ser associadas à entrada de água no perfil, e aos atributos do solo que influenciam o desenvolvimento microbiano e a retenção de água, como porosidade do solo e conteúdo de matéria orgânica (PANOSSO *et al.*, 2009). As semelhanças nas emissões de CO₂ entre os manejos avaliados neste estudo podem ser reflexo do novo equilíbrio alcançado no sistema em cultivo mínimo, que ao longo tempo tende a diminuir as diferenças de aporte de C em relação aos cultivos convencionais (Huang *et al.*, 2022; Oorts *et al.*, 2007).

Os fluxos de N₂O foram muito baixos (<0,0311 µg s⁻¹ m⁻²) em todas as coletas e tratamentos. Baixas emissões de N₂O em solos de vegetação nativa e cultivada em Cerrado também foram encontradas por Metay *et al.* (2007) no Brasil e por Wachiye *et al.* (2020) em áreas de savana no Quênia. Essa condição nas áreas cultivadas pode ser associada à prática da fertilização de cobertura com N em solos úmidos e à rápida absorção do nutriente pelas plantas, deixando muito pouco do que é adicionado para a desnitrificação (MAPANDA *et al.*, 2010). No caso da área de vegetação nativa, o equilíbrio do sistema na ciclagem do nutriente pode ser o responsável pelas baixas emissões. Maiores emissões de óxido nitroso têm sido associadas com a adição de esterco animal (CÁRDENAS *et al.*, 2021), rotações com leguminosas (BAYER *et al.*, 2016), uso de ureia em solos arenosos (KIM *et al.*, 2021) e manejos com revolvimento do solo (USSIRI; LAL; JARECKI, 2009). No presente estudo, mesmo com o cultivo da soja na área de cultivo mínimo e as adições de adubações nitrogenadas nos sistemas com revolvimento do solo, o fluxo do N₂O pode ser considerado próximo de nulo nessas áreas.

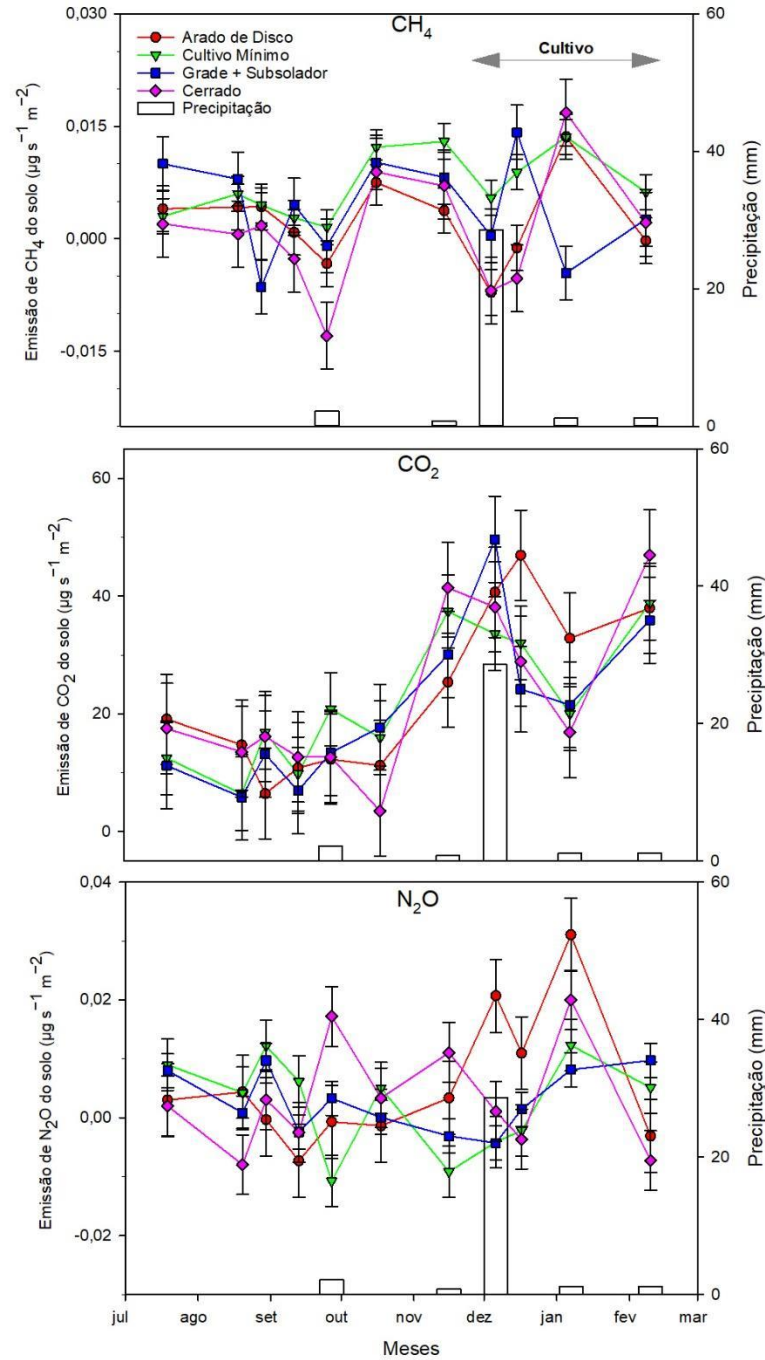


Figura 7. Fluxos totais de CH₄, CO₂ e N₂O obtidos em campo em áreas cultivadas e em área de vegetação nativa de um Latossolo do Cerrado. As barras de erro indicam o intervalo de confiança (média \pm 90% de IC).

A umidade e a temperatura do solo influenciam nas emissões de gases. No presente estudo, esses fatores foram associados apenas aos fluxos de CO₂ (Tabela 4), sendo a ausência de correlação com CH₄ e N₂O atribuída aos baixos valores de fluxo desses gases. No caso do CO₂, o efeito foi direto, ou seja, o aumento da temperatura e umidade do solo implicou em maior emissão deste GEE. A temperatura do solo no momento das coletas dos gases variou de 15 °C (19 de julho, AD) a 29 °C (18 de outubro, CM), enquanto a umidade do solo variou de 0,08 m³ m⁻³ (17 de julho, AD) a 0,42 m³ m⁻³ (6 de dezembro, CE). A análise dos coeficientes de correlação indica que a umidade do solo superou a temperatura do solo como principal impulsionador das emissões de CO₂, assim como já destacado previamente por Campanha et al. (2019) em solos de cerrado.

Tabela 4. Coeficientes de correlação de Pearson dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O do solo entre a umidade e temperatura do solo

	Log CO ₂	Log N ₂ O	Log CH ₄	Temperatura do solo
Umidade do solo	0,6305 ^{***}	-0,0081 ^{ns}	-0,0016 ^{ns}	0,4990 ^{***}
Temperatura do solo	0,2498 ^{**}	-0,1016 ^{ns}	0,0725 ^{ns}	
Log CH ₄	0,074 ^{ns}	0,2059 ^{**}		
Log N ₂ O	-0,029 ^{ns}			

*, **, ***, ns: grau de significância corresponde a p<0,10; p<0,05; p<0,01 e não significativo, respectivamente.

Fluxo de GEEs acumulados

Os fluxos acumulados do período seco, chuvoso e de todo o período avaliado são apresentados na Figura 8. Em todas as épocas avaliadas, os fluxos dos GEEs não apresentaram diferenças (p<0,10) entre os tratamentos avaliados. Por outro lado, é nítido o incremento das emissões dos gases no período chuvoso, corroborando a correlação indicada previamente (Tabela 4).

A ausência de diferenças entre tratamentos nas emissões acumuladas de CH₄ e N₂O é compatível com os baixos valores de fluxo verificados para esses GEEs

(Figura 6). As emissões de CO₂, por outro lado, surpreendem, em especial, pela ausência de diferença entre as áreas cultivadas e o Cerrado nativo, salvo na comparação no período seco, quando as emissões em todos os tratamentos cultivados foram menores. Esses resultados de superioridade nas emissões acumuladas de CO₂ no Cerrado no período seco e de similaridade entre área nativa e áreas cultivadas no período chuvoso devem ser tomados com cautela, uma vez que o resultado não pode ser utilizado para indicar que os cultivos não representam perdas de carbono no sistema, justificando assim uma indicação de livre remoção da vegetação nativa. A análise efetuada é uma avaliação momentânea de um período e não considera todo o processo de perda do carbono estocado na vegetação nativa e que é mineralizado no processo de conversão para áreas agrícolas. O que os resultados indicam é que se tem uma similaridade atual das emissões nos tratamentos avaliados ou pequena superioridade na emissão do Cerrado na seca. Os dados de COT (Tabela 2) e também a estimativa do estoque de carbono considerando a densidade do solo das áreas indicam a clara perda de carbono com a remoção da vegetação nativa. Adicionalmente, valores semelhantes de emissão de CO₂ para áreas com teores diferenciados de COT revelam na verdade é que a matéria orgânica do solo do Cerrado nativo é mais protegida do que a dos cultivos. Nas áreas cultivadas, a emissão assemelha-se à área nativa, mas tais áreas contam com menor teor de COT, revelando, portanto, maior emissão por unidade de carbono presente no solo.

As emissões de CO₂ revelam o papel das chuvas determinando variações sazonais relevantes em estudos desta natureza. No período chuvoso, enquanto a emissão total média de todos os tratamentos foi de 2,62 t ha⁻¹ C-CO₂, no período seco, este valor foi sete vezes menor (0,37 t ha⁻¹). Dentro de cada tratamento, os dados revelam que a estação chuvosa é associada ao aumento nos fluxos acumulados de CO₂ de 88% quando se usa o arado de disco e a combinação grade e subsolador, 82% no cultivo mínimo e 84% no cerrado nativo.

O aumento das emissões nas chuvas pode ser associado às maiores temperaturas do período e à própria entrada de água de perfil do solo, que promove a renovação do ar dos poros. Além disso, podem ser consideradas a maior disponibilidade de água no solo, que favorece a atividade microbológica e o aumento da atividade das raízes da cultura (RUMMEL *et al.*, 2020).

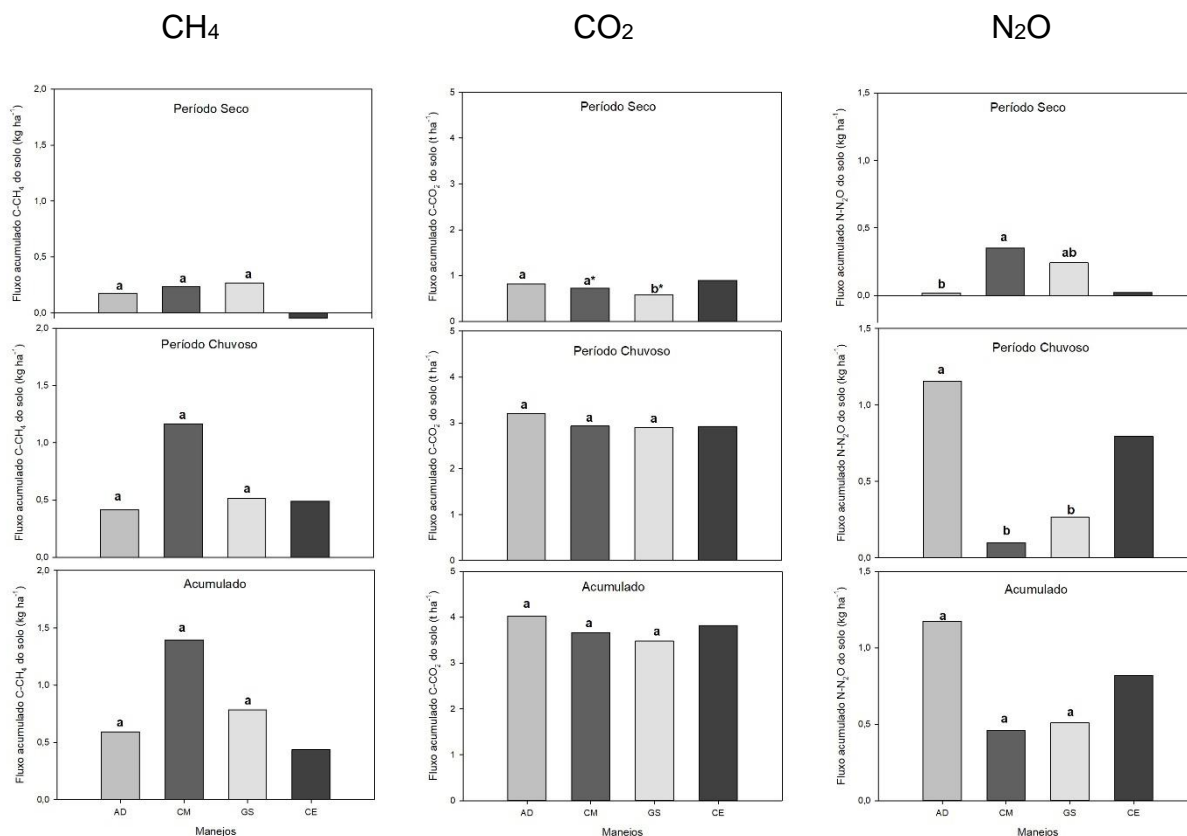


Figura 8. Fluxos acumulados de CH₄, CO₂ e N₂O nos períodos secos, chuvoso e todo período de coleta, obtidos em campo nos tratamentos arado de disco (AD), cultivo mínimo (CM) e subsolagem combinada com o uso de grade (GS). Médias associadas às letras minúsculas semelhantes não diferem entre si pelo teste t ($p < 0,10$). As médias seguidas de um asterisco (*) foram significativamente diferentes da área de referência (CE) pelo teste de Dunnett ($p < 0,10$).

As emissões de N₂O foram relativamente baixas, em concordância com o que foi encontrado por Huddell et al. (2021) que, ao compararem áreas de cultivo de soja, sucessão soja/milho e floresta, no bioma Amazônia, não observaram diferenças entre os tratamentos, com resultados que corresponderam às perdas de 0,4; 1,1 e 0,5 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Os autores ressaltam que apesar desses resultados, o aumento das doses de N a serem aplicados no cultivo do milho podem aumentar os fluxos do N₂O nos próximos anos.

Em estudos de avaliação de emissão de GEEs em solo é comum se buscar explicações dos resultados obtidos nas alterações de características físicas e químicas do solo por meio de correlações. Entretanto, tais correlações não foram verificadas neste estudo (Figura 9). Efeitos do cultivo e, dentro das áreas cultivadas,

do manejo adotado, foram verificados e destacados por Ngolo *et al.* (2019). Contudo, tais alterações não implicaram em alterações das emissões dos GEEs

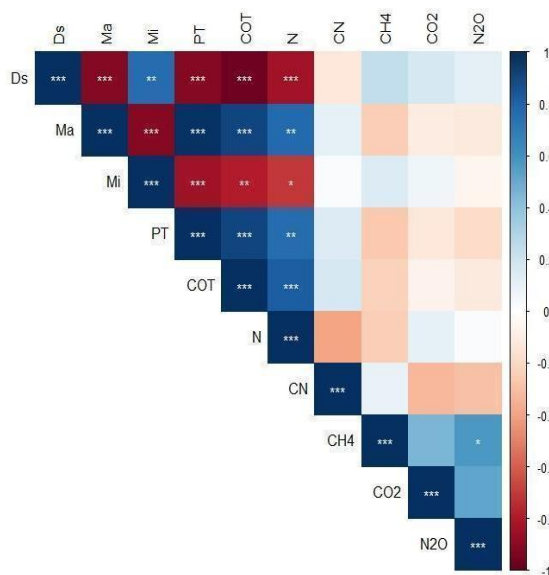


Figura 9. Avaliação da correlação de Pearson entre os fluxos acumulados de CO₂, CH₄ e N₂O em relação à densidade do solo (Ds), macro (Ma) e microporosidade do solo (Mi), porosidade total (PT) e teores de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (N) e relação C:N do solo.

3.3 GWP líquido

Os dados obtidos permitiram avaliar se o Latossolo do Cerrado sob diferentes usos e manejos atua como fonte ou dreno dos GEEs durante o período de avaliação. Como reflexo da ausência de diferenças nos fluxos acumulados de CO₂, N₂O e CH₄ verificados (Figura 7), não se verificaram diferenças ($p < 0,10$) no potencial de aquecimento global entre os tratamentos avaliados (Figura 9). O GWP médio foi de 4 t CO₂ eq ha⁻¹ ano⁻¹, variando entre 2,65 e 4,84 t CO₂ eq ha⁻¹ ano⁻¹, obtidos para a grade +subsolador e arado de discos, respectivamente. Esses valores podem ser considerados semelhantes aos obtidos em cultivos sob diferentes preparos do solo em regiões subtropicais – 2,6 5 t CO₂ eq ha⁻¹ ano⁻¹ (BAYER *et al.*, 2016) e menores os encontrados em cultivos de arroz irrigado - 10 t CO₂ eq ha⁻¹ ano⁻¹ (WELLER *et al.*, 2016) e áreas de pastagem no sistema intensivo (RIBEIRO *et al.*, 2019) - 5 t CO₂ eq ha⁻¹ ano⁻¹. Os maiores valores de GWP nos estudos citados deve-se à inclusão de outras fontes de emissão que não apenas o solo; ao incremento de emissão de CH₄ de áreas inundadas e ao uso de esterco e emissão de CH₄ do gado, respectivamente. O uso de leguminosas, a implementação de culturas de inverno e manutenção da

palhada no solo podem reduzir a o GWP, com redução das emissões de N₂O da adubação nitrogenada uma vez que a emissão desse gás nos trópicos é menor que em regiões de climas temperados (Costa Jr. et al., 2021).

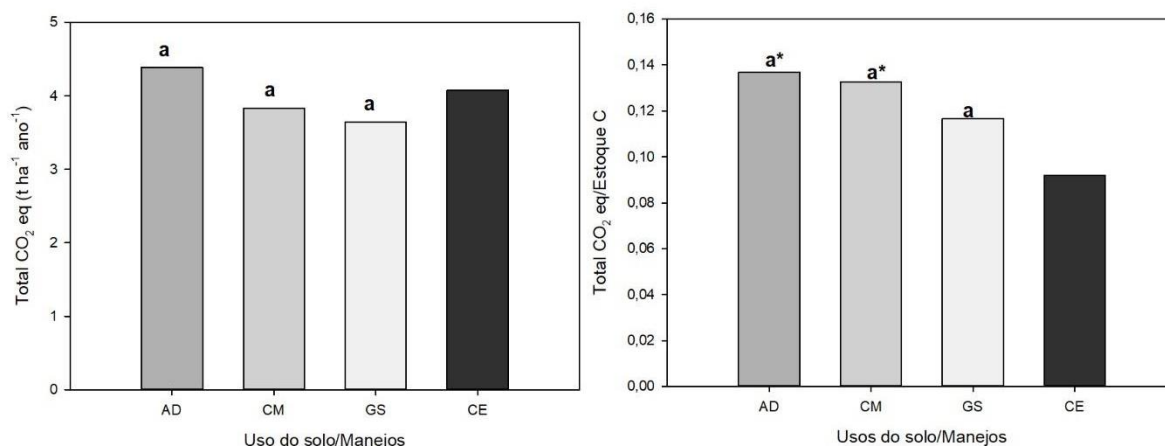


Figura 10. Total de CO₂ eq (kg ha⁻¹) e da relação entre o CO₂ eq e o estoque de C dos tratamentos após oito meses de avaliação das emissões dos fluxos acumulados de CO₂, N₂O e CH₄ em campo nos tratamentos arado de disco (AD), cultivo mínimo (CM) e subsolagem combinada com o uso de grade (GS), médias associadas às letras minúsculas semelhantes não diferem entre si pelo teste t ($p < 0,10$). As médias seguidas de um asterisco (*) foram significativamente diferentes da área de referência (CE) pelo teste de Dunnett ($p < 0,10$).

Ao se avaliar as emissões em CO₂ eq em relação os teores de C do solo, o Cerrado nativo apresentou menores valores em relação aos tratamentos AD e CM. Os maiores teores de C na vegetação nativa demonstram o equilíbrio do que é perdido e do que aportado no solo. Sob sistemas conservacionistas, como o plantio direto, a rotação de culturas é uma opção adequada visando-se aumentar o C do solo com baixa emissão de GEEs, onde o solo se comporta como um sumidouro desses gases (BAYER et al., 2016; PLAZA-BONILLA et al. 2018; RIGON et al., 2021; PEREIRA et al., 2022). Nas condições de cultivo mínimo, as taxas de emissão de CO₂ podem ser até seis vezes maiores do que as emissões cumulativas de N₂O, o que é revertido ao se calcular o GWP, uma vez que as emissões de N₂O, podem ser reduzidas quando há plantas de cobertura em comparação com o solo em pousio (JEUFFROY et al., 2013). Dessa maneira, a inserção de manejos conservacionistas, que cumpram todos os preceitos, e a adequada caracterização dos diferentes tipos de solo e clima auxiliam no planejamento da intensificação dos cultivos nos trópicos.

Uma limitação do presente estudo foi o tempo de coleta e avaliação dos gases. Alguns autores recomendam o período mínimo de um ano para este tipo de estudo

(BAYER *et al.*, 2016). Esta era a pretensão original do estudo, mas que não pode ser alcançada por conta dos efeitos da pandemia do Covid-19. Um maior tempo de avaliação permitiria ainda vencer variações sazonais nas taxas de emissão, em especial dos gases N_2O e CH_4 , que podem variar de 19 a 150% entre os anos (LAVILLE *et al.*, 2011).

4. CONCLUSÕES

Os sistemas de manejo considerados conservacionistas mas que apenas apresentam a ausência do revolvimento do solo não são efetivos para reduzir os fluxos de CO_2 e aumento dos teores de C e N do solo. A priorização da adoção de plantas de cobertura e a rotação de culturas é passo importante para a redução de emissão de gases do efeito estufa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVAREZ V, V. H. *et al.* Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V, V. H. (Org.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. 5º Aproximação. Viçosa: CFSEMIG, 1999. p. 25–32.
- ARAÚJO, S. G. A. *et al.* Effects of long-term no-tillage systems with different succession cropping strategies on the variation of soil CO₂ emission. **Science of the Total Environment**, v. 686, p. 413–424, 2019.
- ARNHOLD, E. Package in the R environment for analysis of variance and complementary analyses. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, v. 50, p. 488–492, 2013.
- BALL, B. C; SCOTT, A.; PARKER, J. P. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil and Tillage Research**, v. 53, p. 29–39, 1999.
- BALL, B. C; SMITH, K. A. Gas movement. In: SMITH, K. A; MULLINS, C. E (Org.). **Soil analysis: Physical methods**. New York: Marcel, 1991. p. 511–549.
- BAYER, C. *et al.* Mitigating greenhouse gas emissions from a subtropical Ultisol by using long-term no-tillage in combination with legume cover crops. **Soil and Tillage Research**, v. 161, p. 86–94, 2016.
- BLAZEWICZ, S. J.; SCHWARTZ, E.; FIRESTONE, M. K. Growth and death of bacteria and fungi underlie rainfall-induced carbon dioxide pulses from seasonally dried soil. **Ecology**, v. 95, p. 1162–1172, 2014.
- CAI, Y.; DING, W.; LUO, J. Nitrous oxide emissions from Chinese maize-wheat rotation systems: A 3-year field measurement. **Atmospheric Environment**, v. 65, p. 112–122, 2013.
- CAMPANHA, M. M. *et al.* Effect of soil tillage and N fertilization on N₂O mitigation in maize in the Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, v. 692, p. 1165–1174, 2019.
- CÁRDENAS, A. *et al.* Methane emissions from the storage of liquid dairy manure: Influences of season, temperature and storage duration. **Waste Management**, v. 121, p. 393–402, 2021.
- CERRI, C. C. *et al.* Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, v. 67, p. 102–116, 2010.
- CONRAD, R. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, N₂O, and NO). **Microbiol Rev.**, v. 60, p. 609–640, 1996.
- COSTA, A. A. *et al.* Carbon and nitrogen stocks in soils under different forms of use in the Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 24, p. 528–533, 2020.
- FERNANDES, F. C. S.; LIBARDI, P. L. Distribuição do Nitrogênio do Sulfato de Amônio (¹⁵N) no sistema solo-planta, em uma sucessão de culturas, sob sistema Plantio Direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 885–893, 2012.
- GARCIA-RUIZ, R.; BAGGS, E. M. N₂O emission from soil following combined application of fertiliser-N and ground weed residues. **Plant and Soil**, v. 299, p. 263–

274, 2007.

INMET. **Base de dados meteorológicos**. Brasília, DF: Instituto Nacional de Meteorologia, 2020. Disponível em: <<https://bdmep.inmet.gov.br/>>. Acesso em: 25 ago. 2020.

IPCC. **The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. New York: Technical Summary. Cambridge: Cambridge University Press., 2013.

JACINTHE, P. A.; LAL, R. Methane oxidation potential of reclaimed Grassland soils as affected by management. **Soil Science**, v. 171, p. 772–783, 2006.

JAYARATHNE, J. R. R. N. *et al.* Gas-Diffusivity based characterization of aggregated agricultural soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 84, p. 387–398, 2020.

KIM, S. U. *et al.* Nitrous oxide emissions and maize yield as influenced by nitrogen fertilization and tillage operations in upland soil. **Applied Biological Chemistry**, v. 64, p. 18, 2021.

KOLLAH, B. *et al.* Methane consumption potential of soybean-wheat, maize-wheat and maize-gram cropping systems under conventional and no-tillage agriculture in a tropical Vertisol. **Journal of Agricultural Science**, v. 158, p. 38–46, 2020.

LAL, R. Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 22, p. 151–184, 2003.

LAVILLE, P. *et al.* Effect of management, climate and soil conditions on N₂O and NO emissions from an arable crop rotation using high temporal resolution measurements. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 151, p. 228–240, 2011.

MAPANDA, F. *et al.* A cross-ecosystem assessment of the effects of land cover and land use on soil emission of selected greenhouse gases and related soil properties in Zimbabwe. **European Journal of Soil Science**, v. 61, p. 721–733, 2010.

MCTI, Ministério da Ciência Tecnologia e Inovação. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília, DF: SEPED, 2013.

METAY, A. *et al.* N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, v. 141, p. 78–88, 2007.

MOSIER, A. R. *et al.* Mitigating Agricultural Emissions of Methane. **Climatic Change**, v. 40, p. 39–80, 1998.

NGOLO, A. O. *et al.* Soil physical quality after 21 years of cultivation in a Brazilian Cerrado Latosol. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, p. 1-11, 2019.

PACHEPSKY, Y.; PARK, Y. Saturated hydraulic conductivity of us soils grouped according to textural class and bulk density. **Soil Science Society of America Journal**, v. 79, p. 1094–1100, 2015.

PANOSSO, A. R. *et al.* Spatial and temporal variability of soil CO₂ emission in a sugarcane area under green and slash-and-burn managements. **Soil and Tillage Research**, v. 105, p. 275–282, 2009.

PASSIANOTO, C. C. *et al.* Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, p. 200–208, 2003.

PAUSTIAN, K. *et al.* **Agriculture's Role in Greenhouse Gas Mitigation**. Arlington: FAO, 2006.

PES, L. Z. *et al.* The primary sources of carbon loss during the crop-establishment period in a subtropical Oxisol under contrasting tillage systems. **Soil and Tillage Research**, v. 117, p. 163–171, 2011.

PETITJEAN, C. *et al.* Soil N₂O emissions in French Guiana after the conversion of tropical forest to agriculture with the chop-and-mulch method. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 208, p. 64–74, 2015.

PRIES, H. C. E. *et al.* The whole-soil carbon flux in response to warming. **Science**, v. 355, p. 1420–1423, 2017.

REYNOLDS, W. D. *et al.* Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**, v. 152, p. 252–263, 2009.

RIBEIRO, R. H. *et al.* Managing grazing intensity to reduce the global warming potential in integrated crop-livestock systems under no-till agriculture. **European Journal of Soil Science**, v. 71, p. 1120–1131, 2019.

RUMMEL, P. S. *et al.* Nitrate uptake and carbon exudation – do plant roots stimulate or inhibit denitrification? **Plant and Soil**, v. 459, p. 217–233, 2020.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5^o ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2018.

SARTO, M. V. M. *et al.* Soil microbial community, enzyme activity, C and N stocks and soil aggregation as affected by land use and soil depth in a tropical climate region of Brazil. **Archives of Microbiology**, v. 202, p. 2809–2824, 2020.

SHAKOOR, A. *et al.* A global meta-analysis of greenhouse gases emission and crop yield under no-tillage as compared to conventional tillage. **Science of the Total Environment**, v. 750, p. 142299, 2021.

SKIBA, U.; BALL, B. The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide. **Soil Use and Management**, v. 18, p. 56–60, 2006.

SKINNER, C. *et al.* The impact of long-term organic farming on soil-derived greenhouse gas emissions. **Scientific Reports**, v. 9, p. 1702, 2019.

SMITH, K; CONEN, F. Measurement of Trace Gases, I: Gas Analysis, Chamber Methods, and Related Procedures. In: SMITH, K. A.; CRESSER, M. S (Org.). . **Soil and Environmental Analysis**. 3. ed. UK: CRC Press, 2003. p. 394–433.

USSIRI, D. A. N.; LAL, R.; JARECKI, M. K. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. **Soil and Tillage Research**, v. 104, p. 247–255, 2009.

VIZIOLI, B. *et al.* Effects of long-term tillage systems on soil physical quality and crop yield in a Brazilian Ferralsol. **Soil and Tillage Research**, v. 209, p. 104935, 2021.

WACHIYE, S. *et al.* Soil greenhouse gas emissions under different land-use types in savanna ecosystems of Kenya. **Biogeosciences**, v. 17, p. 2149–2167, 2020.

WANG, B. *et al.* Soil aggregates as biogeochemical reactors and implications for soil–atmosphere exchange of greenhouse gases - A concept. **Global Change Biology**, v. 25, p. 373–385, 2019.

WEI, T. *et al.* **R package “corrplot”: Visualization of a Correlation Matrix**.

Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/corrplot/corrplot.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2020.

WELLER, S. *et al.* Greenhouse gas emissions and global warming potential of traditional and diversified tropical rice rotation systems. **Global Change Biology**, v. 22, p. 432–448, 2016.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil¹. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, p. 1467–1476, 1988.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo visou avaliar o efeito do cultivo de longo prazo sobre a dinâmica das formas de P, sobre o potencial de microrganismos na solubilização de fosfato imobilizado e sobre as emissões de gases do efeito estufa em um Latossolo argiloso e muito intemperizados do Cerrado.

Os resultados obtidos indicaram que o cultivo de longo prazo proporcionou o incremento de formas lábeis e moderadamente lábeis de P, bem como a redução das formas não lábeis, em comparação ao Cerrado nativo. Por sua vez, um manejo mais conservacionista do solo, na forma de cultivo mínimo, proporcionou condições para uma melhor atividade de enzimas, componentes importantes para a nutrição de plantas e a qualidade do solo.

A reversibilidade do P foi melhorada com a aplicação de fungos micorrízicos arbusculares no solo avaliado com mais de duas décadas de contato nutriente fase sólida e que apresenta predomínio de formas não lábeis. O resultado mostra o potencial dessa estratégia na reversibilidade de P. Contudo, novos estudos devem ser conduzidos buscando avaliar a aplicação desses microrganismos em condições de campo.

Sistemas de manejo considerados conservacionistas, mas que somente contam com a ausência do revolvimento do solo não são efetivos em reduzir os fluxos de CO₂ e aumento dos teores de C e N do solo. Esses sistemas simplificados, que representam parte expressiva das grandes áreas de cultivo no Brasil atualmente, podem ser pouco eficientes em melhorar o sequestro de C pelo solo, se comparados com o sistema plantio direto que contempla, além da ausência de revolvimento, a manutenção da palhada sobre o solo, a rotação de culturas e o investimento em cultivos e culturas de cobertura durante todo o ano.