

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**PLANTAS DE COBERTURA LEGUMINOSAS COMBINADAS COM PLANTIO
DIRETO AUMENTAM O TEOR DE ENXOFRE DISPONÍVEL EM UM
ARGISSOLO SUBTROPICAL**

**Dionata Filippi
(Dissertação de Mestrado)**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**PLANTAS DE COBERTURA LEGUMINOSAS COMBINADAS COM PLANTIO
DIRETO AUMENTAM O TEOR DE ENXOFRE DISPONÍVEL EM UM
ARGISSOLO SUBTROPICAL**

DIONATA FILIPPI
Engenheiro Agrônomo (UFRGS)

Dissertação apresentada como um
dos requisitos à obtenção do Grau
de Mestre em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Dezembro de 2022

CIP - Catalogação na Publicação

Filippi, Dionata
PLANTAS DE COBERTURA LEGUMINOSAS COMBINADAS COM
PLANTIO DIRETO AUMENTAM O TEOR DE ENXOFRE DISPONÍVEL
EM UM ARGISSOLO SUBTROPICAL / Dionata Filippi. --
2022.
54 f.
Orientador: Tales Tiecher.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de
Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-RS,
2022.

1. Disponibilidade de enxofre. 2. Ciclagem de
enxofre. 3. Lixiviação de enxofre. 4. Fertilização
nitrogenada. 5. Gramínea. I. Tiecher, Tales, orient.
II. Título.

DIONATA FILIPPI
Engenheiro Agrônomo (UFRGS)

DISSERTAÇÃO

Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

MESTRE EM CIÊNCIA DO SOLO

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Faculdade de Agronomia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovado em: 12.12.2022
Pela Banca Examinadora

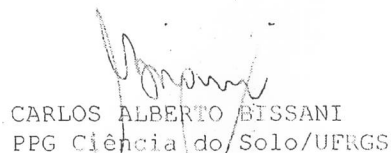
Homologado em: 09.02.2023
Por



TALES TIECHER
Orientador - PPG Ciência do Solo
UFRGS

Documento assinado digitalmente
gov.br ALBERTO VASCONCELLOS INDA JUNIOR
Data: 09/02/2023 18:07:40-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

ALBERTO VASCONCELLOS INDA JUNIOR
Coordenador do
Programa de Pós-Graduação em
Ciência do Solo/UFRGS

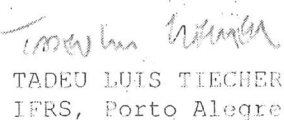


CARLOS ALBERTO BISSANI
PPG Ciência do Solo/UFRGS



VITOR GABRIEL AMBROSINI
Yara Fertilizantes Brasil S.A.

Documento assinado digitalmente
gov.br CARLOS ALBERTO BISSANI
Data: 10/02/2023 14:55:14-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>



TADEU LUIS TIECHER
IFRS, Porto Alegre

CARLOS ALBERTO BISSANI
Diretor da Faculdade
de Agronomia/UFRGS

*" Meu pai, eu levo por diante
Tudo que tenho aprendido
A fé em Deus e a certeza
Que nele nada é perdido
Carrego a nossa amizade
No lombo do meu tordilho
Pois nada e ninguém separa
Um pai dos passos do filho"*
(*"De Pai pra Filho"*, Mano Lima)

*Dedico ao meu pai, Danilo,
minha mãe, Dilce e
minha irmã, Débora*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por nos conceder a vida e pela oportunidade de viver...

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Departamento de Solos e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pelo corpo docente, colaboradores e estrutura que oportunizou a realização do Mestrado Acadêmico. Agradeço a CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Professor e Orientador Tales Tiecher, por todo o incentivo, apoio e orientação nas atividades acadêmicas que realizei desde a graduação até o mestrado. Agradeço imensamente pelo convívio, oportunidade e paciência durante esses 6 anos que compartilhamos juntos.

Ao Professor Cimélio Bayer, por disponibilizar o experimento e compartilhar informações para que eu pudesse realizar este estudo. Estendo os agradecimentos a todos os colaboradores e participantes do grupo SOMALCA (*Soil Management and Low Carbon Agriculture Research Group*) que contribuíram para a condução do experimento durante esses 34 anos.

Ao Professor Carlos Alberto Bissani, por ter aceitado me orientar no final do meu primeiro semestre de graduação, oportunizando estabelecer meu primeiro contato como bolsista de iniciação científica na Ciência do Solo, especialmente na área de química e fertilidade do solo.

Ao Professor Clesio Gianello, pelo auxílio nas análises realizadas.

Aos técnicos do Departamento de Plantas de Lavoura e do Departamento de Solos, pela prestatividade e auxílio nas coletas de água das chuvas.

Ao técnico Adão Luiz, que sempre esteve disponível para ajudar e explicar o que foi solicitado e, principalmente, pelo zelo que possui com todos estudantes e ambiente laboratorial.

Agradeço a todos os membros do IRGEB (*Interdisciplinary Research Group on Environmental Biogeochemistry*) pelos momentos vividos, seja no campo ou na Universidade. Agradeço também às pessoas que passaram pelo IRGEB, que seguem nos motivando e servem de inspiração para seguirmos em frente sempre!

Ao quarteto Luiz Gustavo Denardin, Lucas Aquino Alves e João Pedro Flores, que tenho prazer de completar. Com vocês compartilhei e seguiremos compartilhando ciência, experiência e principalmente boas risadas. Obrigado Patetas pela amizade verdadeira!

Ao meu grande amigo e irmão Leonardo Fortes! Colega de graduação, de pós-graduação e de apartamento! Que possamos dividir muitos outros momentos no decorrer da vida. Gracias compadre!

À Fundação Agrisus que contribuiu financeiramente para a execução deste trabalho.

Ao meu tio Landino (*in memoriam*), colega de profissão e que sempre me inspirou a estudar e trabalhar em prol da agricultura.

À minha namorada Aneele W. Camargo, pelo apoio, incentivo e compreensão, e especialmente por me ensinar a viver a vida de um jeito diferente.

Por fim, gostaria de agradecer imensamente aos que sempre estiveram e estarão junto comigo, meu pai Danilo, minha mãe Dilce e minha irmã Débora. Obrigado pelo exemplo, incentivo e compreensão!

A todos, que de alguma forma contribuíram, meu muito obrigado!

PLANTAS DE COBERTURA LEGUMINOSAS COMBINADAS COM PLANTIO DIRETO AUMENTAM O TEOR DE ENXOFRE DISPONÍVEL EM UM ARGISSOLO SUBTROPICAL¹

Autor: Dionata Filippi

Orientador: Prof. Tales Tiecher

RESUMO

A intensificação dos sistemas de produção e a maior exportação de enxofre (S) na colheita dos grãos devido ao incremento de produtividade aumenta a necessidade de fertilização sulfatada. Por isso, é essencial definir estratégias de manejo visando favorecer a disponibilidade de S, especialmente em solos arenosos, com potencial de perdas por lixiviação. Este estudo avaliou o impacto de longo prazo (34 anos) de preparos de solo (PC, preparo convencional; PD, plantio direto) combinados com três sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; A+E/M+C, aveia + ervilhaca/milho + caupi), sem e com fertilização nitrogenada (180 kg ha^{-1}) na cultura do milho, no teor de S disponível de um Argissolo no Sul do Brasil. Anualmente na semeadura do milho, ocorre a entrada de $\sim 12,0 \text{ kg ha}^{-1}$ de S via fertilização. Em março de 2019, o solo foi amostrado nas camadas de 0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–40 cm e estimado o teor de S disponível pela extração com $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ na concentração de 500 mg L^{-1} de P com determinação em ICP-OES. A ciclagem de S no solo foi influenciada principalmente pelas plantas de cobertura. Na ausência de N mineral, os sistemas com leguminosas de cobertura ciclaram 1,7 e 2,2 vezes mais S (17 e $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nos tratamentos E/M e A+E/M+C) do que no sistema aveia/milho ($10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). A ervilhaca e o caupi favoreceram a exportação de S pelo milho na ausência de N mineral, passando de $2,1$ (A/M-0) para $4,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (média E/M-0 e A+E/M+C-0). A entrada de S via fertilização ($12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e a deposição atmosférica de $3,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ foram suficientes para suprir a exportação de S pelo milho, que variou de $2,1$ a $6,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Os maiores teores de S disponível ocorreram na camada superficial (0–5 cm) do solo em PD, com uma forte relação ($R^2 = 0,83$) com o conteúdo de carbono orgânico no solo (COS). Nessa camada de solo, o teor de S disponível aumentou $0,85 \text{ mg dm}^{-3}$ para cada incremento de 1 g kg^{-1} de COS. O maior teor de S disponível em PD ocorreu com a ervilhaca (E/M), superior ao sistema A/M até 30 cm de profundidade (valores médios $11,1$ e $7,3 \text{ mg dm}^{-3}$, respectivamente). A adubação nitrogenada no milho aliado a presença de leguminosas de cobertura triplicou a exportação de S nos grãos (73 kg ha^{-1} A/M-0 a 236 kg ha^{-1} E/M-180), mas não afetou o teor de S disponível no solo negativamente. Em solos arenosos, é possível manter níveis adequados de S disponível desde que haja adoção de sistema conservacionista, através do PD combinado ao uso de leguminosas de cobertura de solo que intensifiquem a ciclagem de S e diminuam a perda do elemento por lixiviação.

Palavras-chave: Disponibilidade de enxofre, lixiviação de enxofre, ciclagem de enxofre, fertilização nitrogenada, gramínea

¹ Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (54 p.) – dezembro, 2022.

LEGUME COVER CROPS COMBINED WITH NO-TILLAGE INCREASE AVAILABLE SULFUR CONTENT IN SUBTROPICAL ACRISOL²

Author: Dionata Filippi

Adviser: Prof. Tales Tiecher

ABSTRACT

The intensification of production systems and the higher removal of sulfur (S) by the grain harvest increases the need for sulfate fertilization. Therefore, it is essential to define management strategies aiming at favoring the availability of S, especially in sandy soils that present potential losses of S by leaching. This study evaluated the long-term (34 years) impact of soil tillage (CT, conventional tillage; NT, no-tillage) combined with three cropping succession systems (O/M, oat/maize; V/M, vetch/maize; O+V/M+C, oat + vetch/maize + cowpea), with (180 kg ha⁻¹) and without nitrogen fertilization in maize crop, on the available S content in a sandy clay loam Acrisol from Southern Brazil. In each maize crop, 12.0 kg ha⁻¹ of S was added via fertilization. In March 2019, the soil was sampled at the 0–5, 5–10, 10–20, 20–30, and 30–40 cm layers, and the available S content was estimated by extraction with Ca(H₂PO₄)₂.H₂O (500 mg L⁻¹ of P) and determined by ICP-OES. Soil S cycling was mainly influenced by the cover crops. In the absence of N fertilization, the systems with legume cover crops cycled 1.7 and 2.0 times more S (17 and 22 kg ha⁻¹ yr⁻¹ in treatments V/M and O+V/M+C) than in the oat/maize system (10 kg ha⁻¹ yr⁻¹). Vetch and cowpea favored S removal by maize without N fertilization, going from 2.1 (O/M-0) to 4.0 kg ha⁻¹ yr⁻¹ (average V/M-0 and O+V/M+C-0). The S input via fertilization (12 kg ha⁻¹ yr⁻¹) and via atmospheric deposition (about 3.0 kg ha⁻¹ yr⁻¹) was enough to supply the S removal by maize, which ranged from 2.1 to 6.9 kg ha⁻¹ yr⁻¹. The highest available S content occurred in the surface layer (0–5 cm) of soil in NT, with a strong relationship ($R^2 = 0.83$) with soil organic carbon content (SOC). In this soil layer, the available S content increased by 0.85 mg dm⁻³ for each increment of 1 g kg⁻¹ of SOC. The highest available S content in NT occurred with vetch (V/M), which was higher than the O/M cropping system up to 30 cm depth (mean values 11.1 and 7.3 mg dm⁻³, respectively). Nitrogen fertilization tripled S removal in grains (73 kg ha⁻¹ O/M-0 to 236 kg ha⁻¹ V/M-180) but did not negatively affect soil available S content. In sandy soils, it is possible to maintain adequate levels of available S if there is conservationist adoption of the system, through NT combined with the use of legume cover crops that intensify the cycling of S and prevent the loss of the element by leaching.

Keywords: Sulfur availability, sulfur leaching, sulfur cycling, nitrogen fertilization, grass

² Master's Dissertation in Soil Science. Soil Science Graduate Program, Faculty of Agronomy, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. (54 p.) – December, 2022.

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO | 1 |
| 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 4 |
| 2.1 Importância do enxofre para as plantas..... | 5 |
| 2.2 Enxofre no solo e a disponibilidade para as plantas..... | 7 |
| 2.3 Influência dos preparos de solo na disponibilidade de enxofre..... | 11 |
| 2.4 Influência das culturas de cobertura na disponibilidade de enxofre..... | 12 |
| 2.5 Influência do N mineral na disponibilidade de enxofre..... | 15 |
| 3 HIPÓTESE | 17 |
| 4 OBJETIVO | 18 |
| 5 MATERIAL & MÉTODOS | 19 |
| 5.1. Histórico da área experimental | 19 |
| 5.2 Coleta e análise de solo | 21 |
| 5.3 Estimativa da deposição atmosférica de S | 22 |
| 5.4 Ciclagem e exportação de S nos sistemas de sucessão de culturas | 23 |
| 5.5 Diagnóstico da disponibilidade de S no solo..... | 23 |
| 5.6 Análise estatística..... | 24 |
| 6 RESULTADOS | 25 |
| 6.1 Balanço de S: deposição atmosférica, ciclagem e exportação | 25 |
| 6.1.1 Deposição de S atmosférico..... | 25 |
| 6.1.2 Ciclagem de S | 26 |
| 6.1.3 Exportação e saldo de S..... | 27 |
| 6.2 Enxofre disponível no solo..... | 28 |
| 6.2.1 Sistemas de preparo de solo e sistemas de sucessão de culturas ... | 29 |
| 6.2.2 Sistemas de sucessão de culturas e fertilização nitrogenada | 31 |
| 6.2.3 Sistemas de preparo de solo e fertilização nitrogenada | 32 |
| 6.2.4 Relação entre o S disponível e carbono orgânico do solo..... | 33 |
| 6.2.5 Relação entre S disponível, saldo de S e S ciclado | 34 |
| 6.2.6 Diagnóstico da disponibilidade de S no solo | 35 |
| 7 DISCUSSÃO | 37 |
| 7.1 Efeito dos sistemas de sucessão de culturas e fertilização nitrogenada na ciclagem de S | 37 |

| | |
|--|-----------|
| 7.2 Efeito dos preparos de solo e sistemas de sucessão de culturas na disponibilidade de S..... | 38 |
| 7.3 Efeito dos sistemas de sucessão de culturas e fertilização nitrogenada na disponibilidade de S no solo | 40 |
| 7.4 Capacidade do solo em disponibilizar S para as plantas..... | 42 |
| 8 PERSPECTIVAS FUTURAS | 44 |
| 9 CONCLUSÕES..... | 45 |
| 10 CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 46 |
| 11 REFERÊNCIAS | 47 |

RELAÇÃO DE TABELAS

Tabela 1. Estado de oxidação e forma química do S no solo de acordo com a condição de aeração.....9

Tabela 2. Caracterização química do solo após 34 anos do início do experimento de campo em um Argissolo em Eldorado do Sul, RS, Sul do Brasil (média \pm desvio padrão).22

Tabela 3. Significância dos efeitos de fatores experimentais e suas interações no teor de S disponível no solo como resultado da análise de variância (ANOVA).29

RELAÇÃO DE FIGURAS

- Figura 1.** Modelo esquemático mostrando como o S afeta o crescimento e a fisiologia da planta. Adaptado de Bang et al. (2020).....6
- Figura 2.** Representação esquemático dos principais componentes de entrada e saída, e processos do ciclo de enxofre no solo e atmosfera. Adaptado de Alvarez et al. (2007).....8
- Figura 3.** Precipitação pluviométrica e temperatura do ar média para 36 anos (1985–2021) na área experimental localizada na Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Eldorado do Sul – RS. Fonte: EEA – UFRGS.20
- Figura 4.** Concentração de S atmosférico na água da chuva no período de março de 2021 a setembro de 2022 na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, Eldorado do Sul – RS.25
- Figura 5.** Deposição de S atmosférico na água da chuva no período de janeiro de 2021 a setembro de 2022 na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, Eldorado do Sul – RS.26
- Figura 6.** Ciclagem anual de S pelos sistemas de sucessão de culturas em um Argissolo submetido a 34 anos de cultivo com diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha⁻¹). Valores apresentados são a média de três repetições (n = 3).....27
- Figura 7.** Exportação anual de S nos grãos de milho e saldo anual de S em um Argissolo submetido a 34 anos de cultivo com diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha⁻¹). Médias seguidas pela mesma letra

maiúscula, comparando os sistemas de sucessão de culturas dentro de cada dose de N e sistema de preparo de solo; médias seguidas pela mesma letra minúscula, comparando as doses de N dentro de cada sistema de sucessão de cultura e preparo de solo; e médias seguida pela mesma letra grega, comparando os preparos de solo dentro de cada sistema de sucessão de cultura e dose de N, não diferem significativamente de acordo com o teste de Tukey a $p < 0,05$. Barras verticais indicam o desvio padrão.28

Figura 8. Distribuição vertical de S disponível no solo extraído com fosfato de cálcio na concentração de 500 mg L^{-1} de P até 40 cm de profundidade em um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha^{-1}). Valores apresentados são a média de três repetições e duas doses de N (0 e 180 kg ha^{-1}) ($n = 6$). Em cada camada de solo, médias seguidas pela mesma letra maiúscula, comparando os sistemas de sucessão de culturas dentro de cada preparo de solo (Fig. 8a, b), e médias seguidas pela mesma letra minúscula, comparando os preparos de solo dentro de cada sistema de sucessão de cultura (Fig. 8c, d, e), não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey a $p < 0,05$. Linha pontilhada vermelha indica o limite crítico de S no solo de $7,5$ e $8,5 \text{ mg dm}^{-3}$ para as camadas 0–20 e 20–40 cm, respectivamente, segundo Pias et al. (2019). .30

Figura 9. Distribuição vertical de S disponível no solo extraído com fosfato de cálcio na concentração de 500 mg L^{-1} de P até 40 cm de profundidade em um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha^{-1}). Valores apresentados são a média de três repetições e dois preparos de solo (PC e PD) ($n = 6$). Em cada camada de solo, médias seguidas pela mesma letra maiúscula, comparando os sistemas de sucessão de culturas dentro de cada dose de N (Fig. 9a, b), e médias seguidas pela mesma letra minúscula, comparando as doses de N dentro de cada sistema de sucessão de cultura (Fig. 9c, d, e), não são significativamente

diferentes de acordo com o teste de Tukey a $p < 0,05$. Linha pontilhada vermelha indica o limite crítico de S no solo de 7,5 e 8,5 mg dm^{-3} para as camadas 0–20 e 20–40 cm, respectivamente, segundo Pias et al. (2019).32

Figura 10. Distribuição vertical de S disponível no solo extraído com fosfato de cálcio na concentração de 500 mg L^{-1} de P até 40 cm de profundidade em um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha^{-1}). Valores apresentados são a média de três repetições e três sistemas de sucessão de culturas (A/M, E/M e AE/MC) ($n = 9$). Em cada camada de solo, médias seguidas pela mesma letra maiúscula, comparando os preparos do solo dentro de cada dose de N, e médias seguidas pela mesma letra minúscula, comparando as doses de N dentro de cada preparo de solo, não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey a $p < 0,05$. Linha pontilhada vermelha indica o limite crítico de S no solo de 7,5 e 8,5 mg dm^{-3} para as camadas 0–20 e 20–40 cm, respectivamente, segundo Pias et al. (2019).33

Figura 11. Relação entre o S disponível no solo extraído com fosfato de cálcio na concentração de 500 mg L^{-1} de P e o carbono orgânico do solo (COS) para as camadas de 0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–40 cm de um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha^{-1}). Valores apresentados são a média de três repetições ($n = 3$). Relações significativas a $p < 0,05$34

Figura 12. Relação entre o S disponível no solo extraído com fosfato de cálcio na concentração de 500 mg L^{-1} de P e saldo anual de S no solo para as camadas de 0–20, 20–40, 0–40 cm e S ciclado em um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha^{-1}).35

ha⁻¹). Valores apresentados são a média de três repetições (n = 3) (Fig. 12d, c) e duas doses de N (0 e 180 kg ha⁻¹) (n = 6) (Fig. 12a, b). Relações significativas a p < 0,10.....35

Figura 13. Teor de S disponível extraído com fosfato de cálcio na concentração de 500 mg L⁻¹ de P para a camada 0–20 cm de um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha⁻¹). Valores apresentados para leguminosas são a média dos sistemas E/M e AE/MC. Linha pontilhada vermelha indica o limite crítico de S de 7,5 mg dm⁻³ para a camada de solo de 0–20 cm segundo Pias et al. (2019).....36

RELAÇÃO DE ABREVIATURAS

A/M – Aveia/milho

AE/MC – Aveia + ervilhaca/milho + caupi

E/M – Ervilhaca/milho

PC – Preparo convencional

PD – Plantio direto

1 INTRODUÇÃO

O enxofre (S) é essencial para as plantas, constituindo os aminoácidos cistina, cisteína e metionina, além de fazer parte de cofatores, coenzimas e outros metabólitos secundários. Apesar da importância do S, historicamente foi um nutriente negligenciado no manejo da fertilidade do solo devido à baixa ocorrência de deficiência do nutriente nos cultivos agrícolas. Contudo, nas últimas décadas a resposta positiva das culturas à adição de S têm sido cada vez mais frequente em várias regiões e isso se deve a vários fatores, como a utilização de fertilizantes nitrogenados e fosfatados concentrados, com baixa ou nula concentração de S; aumento do monocultivo, apresentando menor ciclagem de S e redução no teor de matéria orgânica do solo (MOS) no longo prazo; e maior remoção de S através do incremento de produtividade das culturas. Além disso, nas últimas décadas houve significativa redução da deposição atmosférica de S, tanto no Brasil quanto a nível mundial, especialmente devido às novas tecnologias utilizadas nas indústrias e maior fiscalização dos governos na emissão de poluentes contendo S.

Aliado aos fatores citados anteriormente, a maior probabilidade de encontrar baixa disponibilidade de S no solo (abaixo do nível crítico) ocorre especialmente em solos mais intemperizados e com baixos teores de argila e MOS. A MOS é a principal reserva de S no solo. Sua mineralização é fonte importante de sulfato (SO_4^{2-}), principal forma de S absorvida pelas plantas e com maior mobilidade no solo comparativamente ao S orgânico. Em solos arenosos devido à menor capacidade de adsorção do SO_4^{2-} , existe maior potencial de perdas do nutriente por lixiviação quando esse não é absorvido pelas plantas. Além disso, esses solos apresentam baixo teor de MOS, resultando em menor tamponamento de S para a solução do solo. Nesse cenário de maior propensão à baixa disponibilidade de S, a aplicação de fertilizantes minerais com S ou a entrada indireta de S via fertilizantes formulados (NPK) pode suprir a

necessidade momentânea das culturas. Contudo, o aporte de S via fertilizante pode não ser suficiente para aumentar as reservas de S no solo e manter a disponibilidade do nutriente acima do nível crítico, devido à alta mobilidade do elemento no solo. Por isso, é necessário adotar práticas conservacionistas que favoreçam a ciclagem do S pelas plantas e o acúmulo de MOS, intensificando assim a utilização do S presente na solução do solo, evitando a movimentação do elemento para as camadas de solo profundas.

O plantio direto (PD), com ausência de revolvimento de solo, a manutenção dos resíduos das culturas na superfície do solo aliado a presença de plantas vivas, promove o acúmulo de MOS e favorece o aumento da disponibilidade de S no solo. A utilização de culturas de cobertura também ajuda a aumentar o conteúdo de MOS e a ciclagem de S devido à deposição de biomassa acima e abaixo da superfície do solo. As plantas de cobertura leguminosas apresentam maior demanda pelo S comparativamente às gramíneas, favorecendo a ciclagem de S no solo. Os resíduos das leguminosas também apresentam menor relação C:S, diminuindo o potencial de imobilização de S pela microbiota do solo, aumentando a disponibilidade do nutriente para as plantas. Além disso, as espécies de cobertura leguminosas favorecem a entrada de nitrogênio (N) biologicamente fixado, incrementando a produtividade das culturas subsequentes e, conseqüentemente, a absorção e ciclagem de S. Em clima subtropical, os maiores volumes de chuva que ocorrem no período da entressafra potencializa a descida do S em profundidade no solo, por isso, o uso de plantas de cobertura leguminosas ou a adubação nitrogenada em gramíneas maximizam a ciclagem de S, o que pode evitar a perda do elemento em profundidade.

Avaliar o efeito de sistemas produtivos sobre o teor de S disponível pode auxiliar a encontrar a melhor estratégia de manejo e ajudar a reduzir os impactos econômicos e ambientais da dependência de fertilização e perdas do nutriente. Os impactos dos diferentes arranjos de sistemas produtivos em solos arenosos podem ser lentos, quanto ao aumento da reserva orgânica de S no solo, ou rápidos, devido ao maior potencial de lixiviação do S, contribuindo para a menor reserva de S no solo. Por isso, experimentos de longo prazo são ferramentas valiosas para analisar como diferentes práticas de cultivos, como os preparos de solo, sistemas de sucessão de culturas e fertilização nitrogenada,

afetam a disponibilidade de S no solo. Dessa forma, o presente estudo buscou avaliar a distribuição vertical do S disponível no solo após 34 anos de diferentes combinações de preparos de solo e sistemas de sucessão de culturas com e sem adubação nitrogenada.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nos últimos anos, a resposta positiva das culturas à adição de enxofre (S) tem sido cada vez mais frequente em todo mundo, especialmente em solos mais intemperizados e com baixos teores de argila e matéria orgânica do solo (MOS) (CARCIOCHI et al., 2016; AULA et al., 2019; PIAS et al., 2019). Isso é devido ao balanço negativo entre a entrada e a saída de S no solo, resultado do efeito combinado de vários fatores, tais como (i) a utilização de fertilizantes nitrogenados e fosfatados concentrados, como ureia, monoamônio fosfato (MAP) e diamônio fosfato (DAP), com baixa ou nula concentração de S, (ii) o aumento do monocultivo, que apresenta menor ciclagem de S e resulta na diminuição dos teores de MOS a longo prazo (CRESPO et al., 2021a), e (iii) o aumento do potencial produtivo das culturas devido às melhorias genéticas e tecnologias de manejo que resultam em maior exportação de S e, conseqüentemente, o exaurimento do estoque de S do solo (SALVAGIOTTI et al., 2017; SUTAR et al., 2017).

Além disso, nas últimas décadas houve maior controle na emissão de poluentes no ar, o que ocasionou menor deposição atmosférica de S (LEHMANN et al., 2008; VIEIRA-FILHO; LEHMANN; FORNARO, 2015), especialmente na Europa e América do Norte (AAS et al., 2019; FU et al., 2022; CHANG et al., 2022). A atividade humana é responsável por aproximadamente 33% da emissão de S para a atmosfera ($\sim 107 \text{ Mt ano}^{-1}$) (ALVAREZ et al., 2007) e a queima de combustíveis fósseis, como o carvão mineral, gás natural e petróleo, libera em maior parte gás dióxido de enxofre (SO_2), altamente solúvel em água. Processos naturais como atividades biológicas, aerossol marinho e atividade vulcânica também contribuem para a emissão de S para a atmosfera (GUEDES, 1985). A oxidação abiótica do S na atmosfera resulta na formação de H_2SO_4 e sais de SO_4^{2-} , sendo que o SO_4^{2-} que chega ao solo está disponível para

absorção pelas plantas. A remoção dos gases atmosféricos contendo S pode ser via úmida, através da água das chuvas, ou via seca, através da sedimentação de finas partículas e deposição do aerossol na superfície terrestre (GUEDES, 1985).

A contribuição do S atmosférico apresenta significativa importância para a agricultura, contudo, informações sobre a deposição de S na América do Sul ainda são escassas (BISSANI; TEDESCO, 1986). Na década de 1980, Guedes (1985) verificou que a deposição de S atmosférico no Sul do Brasil era maior em áreas urbanas ($99,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) do que em áreas rurais ($39,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Contudo, estimativas mais recentes realizadas entre os anos 2000 e 2020, em áreas urbanas e rurais, têm encontrado valores cerca de 3 a 10 vezes menores, variando de $3,2$ a $10,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em áreas rurais (TIECHER et al., 2013; OSÓRIO FILHO et al., 2007; VIEIRA-FILHO; LEHMANN; FORNARO, 2015; PIAS, 2020) e aproximadamente $14 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na região industrial de São Paulo (VIEIRA-FILHO; LEHMANN; FORNARO, 2015). A contribuição da deposição de S em muitos casos pode suprir a necessidade das culturas, contudo, a entrada atmosférica de S não é homogênea e necessita de um monitoramento constante.

Portanto, práticas alternativas de manejo são necessárias para reverter ou reduzir o esgotamento de S, melhorando a sustentabilidade dos sistemas produtivos, mantendo os rendimentos das culturas e minimizando a dependência de fertilizantes.

2.1 Importância do enxofre para as plantas

O S é essencial para as plantas e está presente na constituição dos aminoácidos cistina, cisteína e metionina, em cofatores, enzimas (coenzima A, biotina e tiamina), vitaminas e outros metabólitos secundários (DAVIDIAN; KOPRIVA, 2010) (**Figura 1**). Aproximadamente 90% do S presente nas plantas é encontrado nos aminoácidos cisteína e metionina. A cisteína, além de ser um constituinte das proteínas, é essencial para determinar a conformação estrutural de proteínas e a ligação de metais, contribuindo para a catálise de reações enzimáticas (VITTI et al., 2018). O S atua na síntese da coenzima A, utilizada na biossíntese e oxidação de ácidos graxos, e da ferredoxina, fundamental na

fotossíntese e fixação biológica do N (LUCHETA; LAMBAIS, 2012).

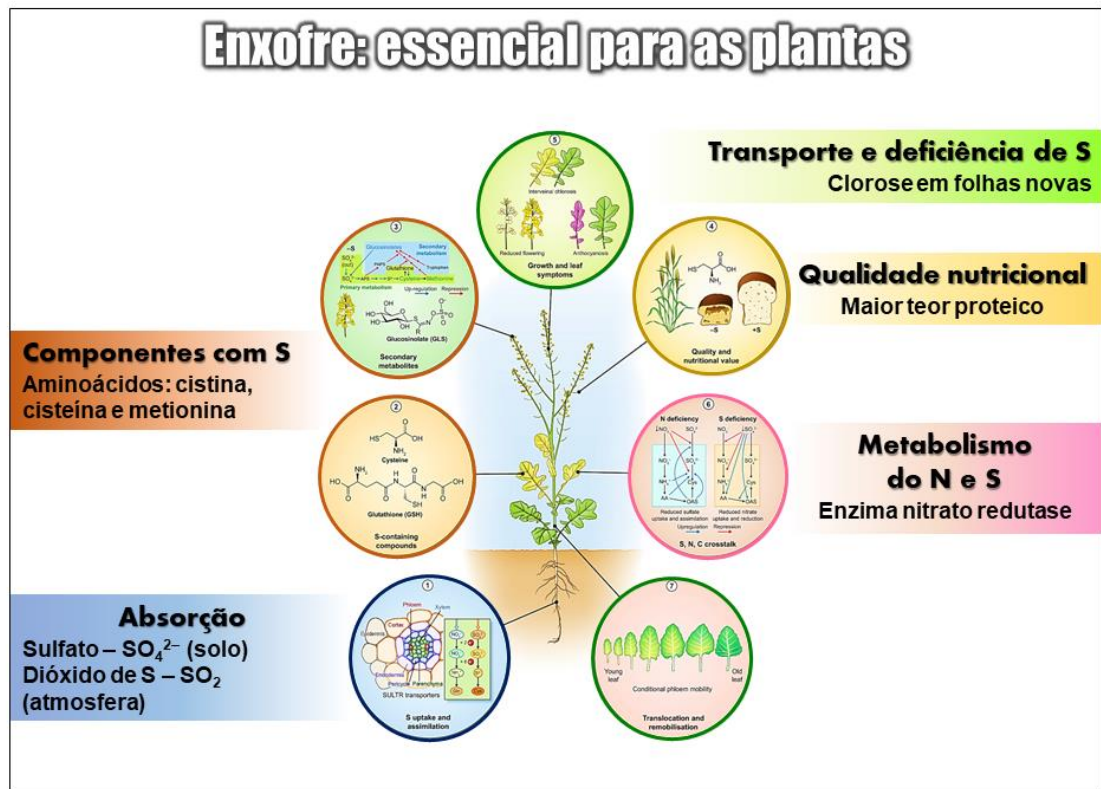


Figura 1. Modelo esquemático mostrando como o S afeta o crescimento e a fisiologia da planta. Adaptado de Bang et al. (2020).

As plantas absorvem predominantemente o S na forma de ânion divalente sulfato (SO_4^{2-}) presente na solução do solo. Essa absorção ocorre por fluxo de massa e o transporte no interior da planta é através do xilema. Para o S ser incorporado nos aminoácidos, proteínas e coenzimas, é necessário ocorrer a sua redução através da ferredoxina, presente nas folhas verdes. Além do SO_4^{2-} absorvido pelas raízes, as folhas das plantas são capazes de absorver o gás SO_2 presente no ar através dos estômatos, porém com baixa eficiência (LUCHETA; LAMBAIS, 2012; VITTI et al., 2018) (**Figura 1**).

Internamente na planta, o sulfato se movimenta na direção acrópeta, da base da planta para cima, e a capacidade de mover o S para na direção basípeta é pequena, por isso o S é considerado pouco móvel no interior da planta. Em caso de carência de S, os sintomas de deficiência aparecem primeiramente nos órgãos mais novos, como clorose em toda a extensão do limbo foliar. A deficiência de S também ocasiona redução do crescimento e desenvolvimento das plantas, devido à menor síntese de proteínas ocasionado pela menor atividade da enzima nitrato redutase. O S está intimamente ligado ao

metabolismo do N, convertendo o N não proteico à proteína. Nos casos de deficiência de S, as plantas podem apresentar maior relação N solúvel/N proteico, devido à menor incorporação do N mineral (solúvel) em proteínas (VITTI et al., 2018; COURBET et al., 2019) (**Figura 1**).

A necessidade de S para o bom crescimento das plantas varia aproximadamente de 0,1 a 0,5% do peso seco do material vegetal. Em ordem decrescente, as espécies mais exigentes em S são das famílias liliáceas e brassicáceas, posteriormente espécies leguminosas e em menor demanda os cereais e gramíneas (VITTI et al., 2018). Em culturas de interesse econômico como o milho, a extração de S para produzir uma tonelada de grãos varia de 1,5 a 2,0 kg (BENDER et al., 2013; CARCIOCHI et al., 2020). Aproximadamente, 50% desse nutriente extraído é exportado pelos grãos, com concentração de S nos grãos entre 0,90 e 1,13 g kg⁻¹ e na palha que retorna ao solo variando de 0,66 a 0,89 g kg⁻¹ (CARCIOCHI et al., 2020; DUARTE et al., 2019).

2.2 Enxofre no solo e a disponibilidade para as plantas

As principais fontes de S para o solo são os minerais primários (sulfeto de ferro e gesso), a deposição atmosférica seca (poeira) e úmida (chuvas), os resíduos vegetais e animais que irão constituir a MOS, e os fertilizantes ou defensivos agrícolas (**Figura 2**). Geralmente a contribuição do intemperismo dos minerais primários na disponibilidade de S para as plantas é pequena devido ao lento processo de solubilização (ALVAREZ et al., 2007). Em relação aos fertilizantes, existe uma gama de produtos que contêm S, como o S elementar (80–100% de S), o gesso agrícola (15–18% de S), o sulfato de amônio (24% de S), e o superfosfato simples (SFS) (8% de S) (CQFS RS/SC, 2016). O enxofre também pode ser adicionado via fertilizantes formulados (NPK). Uma prática comumente utilizada em empresas de fertilizantes é adicionar gesso agrícola em fórmulas NPK, adicionando S no produto (ALVAREZ et al., 2007). Além disso, na fabricação de formulações tradicionais de NPK, como 05–20–20, comumente é utilizado sulfato de amônio para suprir o N, adicionando também aproximadamente 5% de S no produto.

No solo, o S ocorre nas formas orgânicas e inorgânicas e o fluxo entre esses reservatórios é controlado por reações de oxidação e redução

dependentes da microbiota do solo e das condições ambientais (LUCHETA; LAMBAIS, 2012) (**Figura 2**). A participação de cada forma de S é dependente das condições do solo, tais como pH, teor de MOS, quantidade e qualidade dos resíduos orgânicos incorporados no solo, profundidade no perfil do solo, dentre outras (TABATABAI, 2005; ALVAREZ et al., 2007).

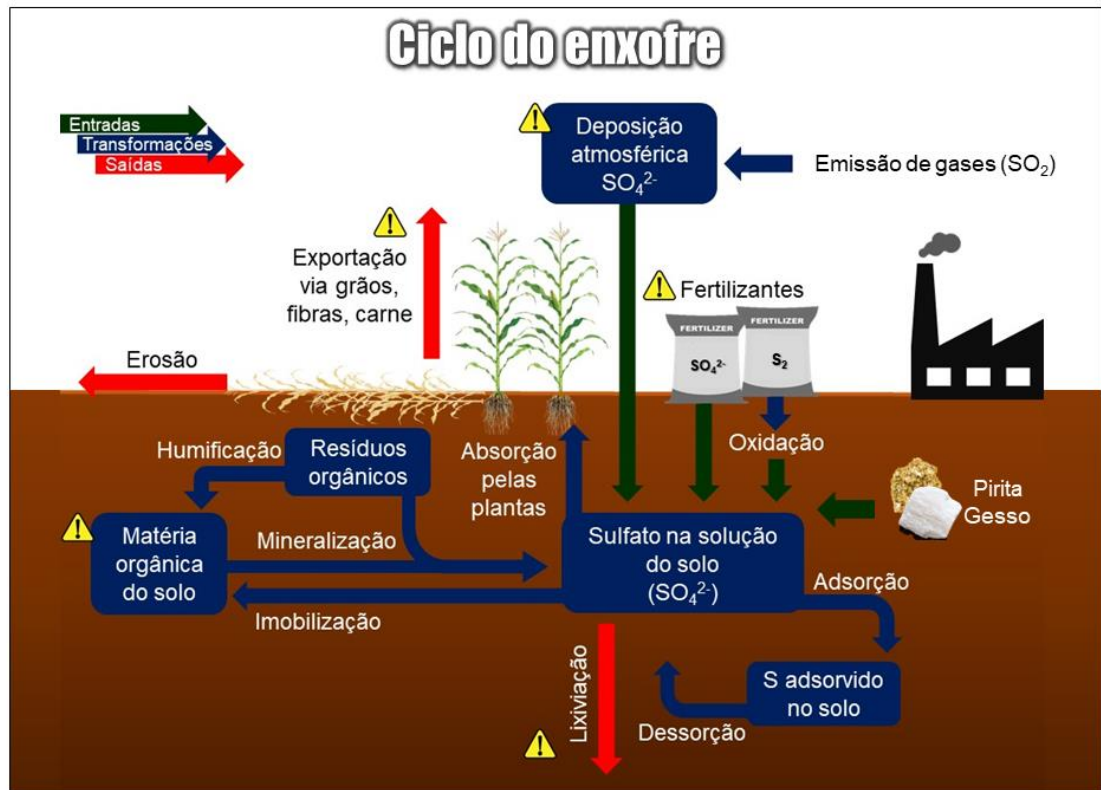


Figura 2. Representação esquemático dos principais componentes de entrada e saída, e processos do ciclo de enxofre no solo e atmosfera. Adaptado de Alvarez et al. (2007).

A maior parte do S total do solo (> 90%) está na forma orgânica fazendo parte da MOS e da biomassa de plantas, animais e microbiota do solo (KERTESZ; MIRLEAU, 2004; BISSANI et al., 2008; SCHMIDT et al., 2012). Visto que o C, N e S são componentes da MOS, essa elevada proporção do S em compostos orgânicos explica as altas correlações entre os teores de COS e N total e S total do solo (SCHERER, 2009; TIPPING; SOMERVILLE; LUSTER, 2016). Embora a porção de S presente na microbiota do solo em termos quantitativos seja pequena, 2–3% do S total, o fluxo de S na microbiota é geralmente rápido, podendo ser uma importante fonte de S para as plantas (VITTI et al., 2018).

As duas frações mais importantes do S orgânico são o S ligado

diretamente ao carbono (S-C) e o S que não está ligado diretamente ao C. A primeira fração pode ser dividida em duas, o S presente em aminoácidos e S residual (S em compostos não identificáveis). Nos compostos orgânicos onde o S não está ligado diretamente ao C, essa ligação ocorre por meio de outros elementos, como oxigênio (C-O-SO₃), N (C-N-SO₃) ou S (C-S-SO₃). A maior parte do S-O encontra-se na forma de ésteres sulfatados, considerada a forma mais lábil de S orgânico (SCHERER, 2009; VITTI et al., 2018). Segundo Blum et al. (2013), as formas de S nos materiais vegetais direcionam a mineralização do S e as formas de S nos resíduos podem ser mais importantes para a mineralização do que a quantidade de S no tecido vegetal.

Aproximadamente 5% do S total está presente em formas inorgânicas nas camadas superficiais do solo (YANG et al., 2007; BISSANI et al., 2008; SCHMIDT et al., 2012). As formas inorgânicas de S podem ser encontradas em diversos estados de oxidação no solo conforme a **Tabela 1**. Em condições aeróbicas, o sulfato (SO₄²⁻) é a forma predominante de S inorgânico, sendo a principal forma na solução do solo absorvida pelas plantas (BOHN et al., 1986; ERIKSEN, 1997; BECANA; WIENKOOP; MATAMOROS, 2018) e a mais suscetível à lixiviação (TIECHER et al., 2019) (**Figura 2**).

Tabela 1. Estado de oxidação e forma química do S no solo de acordo com a condição de aeração.

| Meio anaeróbico (solo de baixa drenagem ou compactado) | | Meio aeróbico (solo bem drenado e "poroso") | | |
|--|---------------------------|---|--|--|
| -----Estado de oxidação----- | | | | |
| S ²⁻ | S ⁰ | S ²⁺ | S ⁴⁺ | S ⁶⁺ |
| -----Forma química----- | | | | |
| H ₂ S Sulfetos | S Enxofre elementar | S ₂ O ₃ ²⁻ Tiosulfato | SO ₂ ²⁻ Dióxido de enxofre | SO ₄ ²⁻ Sulfato |

Fonte: Adaptado de Vitti et al. (2018).

A disponibilidade de S em solos agrícolas relaciona-se com os processos de adsorção / dessorção, imobilização / mineralização e lixiviação (TABATABAI, 2005; ALVAREZ et al., 2007). A disponibilidade dos nutrientes no solo pode ser explicada pela inter-relação entre os fatores intensidade (I), quantidade (reserva lábil) (Q) e capacidade tampão do nutriente, nesse caso, do

sulfato (CTS). O S na solução de solo é denominado fator I e conforme o S é absorvido pela planta, ocorre um ressuprimento de S via fator Q (quantitativamente maior que I). Existe, portanto, um equilíbrio entre I e Q, ou seja, qualquer alteração (retirada ou adição) em um deles implica alteração no outro (**Figura 2**). A inter-relação desses dois fatores caracteriza o fator CTS, que tem alta relação com o valor de pH do solo, teor de argila, P remanescente (quanto maior o teor de P adsorvido no solo menor a capacidade de adsorção de S) (ALVAREZ et al., 2007).

O S no solo encontra-se adsorvido por partículas minerais e orgânicas e a adsorção pode ser eletrostática, quando o SO_4^{2-} interage com as cargas positivas provenientes da protonação de grupos -OH, ou através de adsorção específica, quando o íon SO_4^{2-} forma ligações covalentes com a superfície das argilas. O S adsorvido por interação de cargas pode ser considerado prontamente disponível para as plantas (ALVAREZ et al., 2007). A adsorção do sulfato depende principalmente dos teores e dos tipos de argilominerais e de óxidos presentes no solo. Argilas de baixa atividade, como as argilas silicatadas do tipo 1:1 (caulinitas), e óxidos e hidróxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al) apresentam maior potencial de adsorção, favorecidos em ambientes ácidos. Nos argilominerais, a adsorção ocorre nas faces quebradas ou nos pontos de fratura. O pH do solo interfere na energia de ligação dos grupos funcionais aos cátions metálicos estruturais dos argilominerais e óxidos presentes no solo. O aumento do pH causa sua desprotonação, dificultando e até impedindo a adsorção de sulfato (TABATABAI et al., 2005). Esse processo, potencializa a lixiviação do elemento no perfil do solo, especialmente em solos de textura arenosa (OSÓRIO FILHO et al., 2007; TIECHER et al., 2019).

Os solos arenosos, como os Argissolos, possuem alta representatividade de ocorrência no estado do Rio Grande do Sul e no Brasil, recobrando aproximadamente 24% da superfície do País (SANTOS et al., 2018). Os solos arenosos apresentam menor teor de óxidos de Fe e Al, o que limita a capacidade de adsorção de SO_4^{2-} (fator Q) (ALVES; LAVORENTI, 2004), resultando em maior potencial de perda por lixiviação (fator I), caso não haja raízes no perfil para absorver o nutriente (ERIKSEN; THORUP-KRISTENSEN, 2002; SCHMIDT et al., 2012; TIECHER et al., 2019). De acordo com Tiecher et al. (2019), a aplicação de S via gesso agrícola na dose de até 20 kg ha^{-1} em

Argissolo (14% de argila), promoveu um rápido incremento do teor de S disponível na camada de 20 cm após a primeira chuva (9 dias após aplicação de S) e aos 60 cm (17 dias após aplicação do S), especialmente na forma de SO_4^{2-} livre e, posteriormente, nas formas ligadas a Ca e Mg. Eckert et al. (2022) também encontraram rápida movimentação do S em profundidade em um Argissolo após cinco meses da aplicação de superfosfato simples, com entrada de S correspondente a 33 kg ha^{-1} . Além disso, solos com baixo teor de argila também apresentam menor teor de MOS, principal reserva de S no solo (fator CTS) (ALVAREZ et al., 2007).

2.3 Influência dos preparos de solo na disponibilidade de enxofre

Devido à predominância do S orgânico no solo, o armazenamento dessa fração de S significa suprimento constante do nutriente para as plantas. Portanto, práticas de manejo que visam manter ou aumentar o teor de MOS são fundamentais para garantir a disponibilidade de S, sincronizada com as necessidades das culturas (KUMAR et al., 2022). A dinâmica da MOS está relacionada com as variações do teor de COS, que é afetado pelo sistema de manejo de solo (BAYER; MIELNICZUK, 1999). Os métodos de preparo de solo afetam o conteúdo de COS devido a alteração na taxa de perda do C. Essa taxa de perda do COS depende da intensidade do revolvimento, determinado pelo preparo de solo e da produção de resíduos vegetais, determinado pelos sistemas de culturas (BAYER; MIELNICZUK, 1999). O uso intensivo dos solos nos diversos sistemas de cultivo ao longo dos anos, especialmente solos arenosos sob cultivo convencional, potencializou a ocorrência de baixos teores de MOS (RHEINHEIMER et al., 2000) e, conseqüentemente, teor de S abaixo do limite crítico das culturas, reduzindo ou limitando o potencial produtivo das plantas.

O preparo convencional do solo (PC) sob intensa mobilização fraciona e incorpora os resíduos culturais, aumentando o contato do material vegetal com o solo (BAYER et al., 2000). Além disso, reduzem a estabilidade dos agregados através da ruptura e expõe o material orgânico ao ataque dos microrganismos e, devido ao aumento da temperatura, umidade e aeração do solo, favorecem a rápida oxidação da MOS, principal reserva de S no solo (BAYER et al., 2000; VELOSO; CECAGNO; BAYER, 2019). Veloso et al. (2018), avaliando o estoque

de COS na camada 0-20 cm de um Argissolo subtropical, encontraram redução de 3,8 Mg ha⁻¹ no estoque de COS no período de 30 anos (1985 a 2014) em sistema de sucessão de cultura sob PC e ausência de plantas de cobertura leguminosas. Em contraste, esses autores verificaram aumento no estoque de COS de 5,6 Mg ha⁻¹ para o mesmo período quando utilizadas duas culturas de cobertura leguminosas (ervilhaca e caupi) sob PD. O PC aumenta a mineralização do S orgânico e momentaneamente a disponibilidade do nutriente para as plantas (COSTA, 1980), contudo, no longo prazo, isso pode refletir em maiores perdas do elemento do sistema.

Nesse contexto, sistemas de preparo de solo conservacionistas, como o plantio direto (PD), em que ocorre mínimo revolvimento de solo e a manutenção dos resíduos das culturas na superfície do solo, promovem a manutenção e o acúmulo de MOS (BAYER et al., 2000; SOUZA et al., 2014; VELOSO et al., 2018). Segundo Veloso et al. (2018), o incremento no estoque de COS ocorreu principalmente na superfície do solo (0-5 cm), e refletiu nos maiores estoques de COS na camada de 0-30 cm comparativamente ao PC. Bissani (1986) encontrou alta correlação entre o S total de 52 solos do RS com o teor de COS, e os solos com baixo teor de MOS, argila e óxidos de Fe e Al apresentam baixo potencial de suprimento de S no longo prazo, especialmente na camada superficial (0-20 cm). Segundo Kumar et al. (2022), a adoção de práticas conservacionistas, com o mínimo revolvimento do solo e a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo, aumentou o reservatório de S no solo, devido ao aumento do teor de COS. Além disso, houve correlação positiva entre as várias frações de S no solo avaliadas (S total, S orgânico, S disponível) com o teor de COS. O PD também promove a agregação do solo, sendo que a formação de macroagregados estáveis está fortemente relacionada com a MOS, bem como ao fornecimento de nutrientes. Yang et al. (2007) relatou que o S encontrado nos macroagregados pode servir de reserva do nutriente durante o cultivo das plantas devido à maior concentração de S na forma de éster.

2.4 Influência das culturas de cobertura na disponibilidade de enxofre

As culturas de cobertura são espécies cultivadas durante os ciclos das culturas de interesse econômico, especialmente no período hibernar no Sul do

Brasil. Essas culturas promovem diversos benefícios ecossistêmicos, como o aumento da MOS, ciclagem e a liberação de nutrientes como o S, além de incrementarem o rendimento de grãos (ADETUNJI et al., 2020; CARCIOCHI et al., 2021; HANSEN et al., 2021). O conteúdo de MOS é influenciado pela quantidade adicionada de resíduos vegetais, que é dependente da intensidade de cultivo e da produtividade das culturas (BAYER et al., 2000; VELOSO et al., 2018). As culturas de cobertura adicionam biomassa acima do solo, através da parte aérea das plantas, e abaixo da superfície do solo, através das raízes, o que resulta no aumento de COS (POEPLAU; DON, 2015). Na área experimental deste presente estudo, Veloso et al. (2018) verificaram que o uso de duas leguminosas de cobertura, ervilhaca (*Vicia sativa* (L.) Walp.) no inverno e caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp) no verão, dobrou a entrada anual de C no solo (incremento de 126%) ($5,2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), comparativamente ao uso somente de aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) como cultura de cobertura ($2,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Esses autores também mostram que o uso dessas duas espécies de culturas de cobertura em PD incrementaram a concentração de COS na camada de 0-10 cm em 39%, comparado ao uso somente da gramínea aveia preta (VELOSO et al., 2018). Crespo et al. (2021b), avaliando a inclusão de culturas de cobertura gramíneas nos Pampas Úmidos da Argentina, verificaram aumento da fração de S em formas orgânicas (de 16% para 18%) na camada superficial (0-5 cm) em comparação ao sistema sem cultura de cobertura, sendo que esse efeito esteve associado positivamente à produção de matéria seca das culturas. Além disso, esses autores encontraram os maiores teores de S disponível nos tratamentos com culturas de cobertura comparativamente ao sistema sem plantas de cobertura (CRESCO et al., 2021b). p – p

A utilização de culturas de cobertura leguminosas, cultivadas solteiras ou consorciadas com outras espécies, contribui para a entrada de N simbioticamente fixado que se torna disponível e aumenta a produção de grãos e biomassa da cultura em sucessão, contribuindo para o aumento da MOS (ADETUNJI et al., 2020; CRESCO et al., 2021b). Para o período de 30 anos em um experimento conduzido sob um Argissolo subtropical, as leguminosas ervilhaca e ervilhaca + caupi adicionaram cerca de 82 e 115 kg N $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente (VELOSO et al., 2018), incrementando a produtividade da cultura do milho (LOVATO et al., 2004), ciclagem e exportação de S. ALVAREZ;

STEINBACH; DE PAEPE (2017) encontraram incremento de 7% no rendimento de milho quando cultivado após culturas de cobertura leguminosas, e redução de 8% no rendimento de grãos quando a cultura de cobertura não foi leguminosa. Além disso, as leguminosas apresentam resíduos ricos em N, que potencializam a estabilização do C na MOS, comparativamente aos resíduos de gramíneas (VELOSO et al., 2018). Embora a quantidade de S presente nas raízes tanto de leguminosas quanto de gramíneas pode ser pequena (0,8 e 1,0 kg ha⁻¹ para ervilhaca e azevém (*Lolium multiflorum*)) (HANSEN et al., 2021), a menor relação C:N das raízes das leguminosas comparativamente às gramíneas (aveia preta, milho) favorece a mineralização do material orgânico, disponibilizando S no solo (REDIN et al., 2014). Dessa maneira, o S oriundo da deposição atmosférica ou dos resíduos vegetais presentes na superfície ou no interior do solo pode ser incorporado junto com o C na MOS, aumentando a reserva orgânica de S.

Devido ao alto teor proteico na constituição das espécies leguminosas, elas possuem maior exigência de absorção de S comparado com as gramíneas, potencializando a incorporação de S na biomassa vegetal (ERIKSEN; THORUP-KRISTENSEN; ASKEGAARD, 2004; COUËDEL; ALLETTO; JUSTES, 2018). Espécies leguminosas, como ervilhaca, apresentam concentração de S nos resíduos entre 2,1 e 2,7 g kg⁻¹ (KOEFEENDER et al., 2016; CARCIOCHI et al., 2021; HANSEN et al., 2021), enquanto para resíduos de gramíneas esse valor reduz pela metade, entre 1,0 e 1,7 g kg⁻¹ (KOEFEENDER et al., 2016; CARCIOCHI et al., 2021). Além disso, o uso de culturas de cobertura mais exigentes em S, como as leguminosas, pode reduzir a perda do nutriente por lixiviação no período da entressafra da cultura de grãos através da ciclagem do elemento (ERIKSEN; THORUP-KRISTENSEN, 2002) ou então promover a recuperação do S disponível nas camadas de solo mais profundas.

O acúmulo de N e S na biomassa da parte aérea de cada espécie e a qualidade do resíduo determinarão sua taxa de decomposição e a quantidade de N e S fornecida à cultura subsequente. A relação C:S do solo ou dos resíduos em decomposição possui estreita relação com o balanço entre mineralização / imobilização do nutriente, contudo a relação C:S dos resíduos tem maior importância pelo efeito na sua decomposição (COSTA, 1980; ERIKSEN; THORUP-KRISTENSEN, 2002). A relação C:S da MOS geralmente está em torno de 100:1 (TIPPING et al., 2016), enquanto para resíduos vegetais varia

entre 150:1 a 450:1. Bissani (1986), estudando 52 solos do RS chegou a uma relação C:S média de 105:1. De maneira geral, resíduos com relação C:S entre 200:1 e 400:1 não alteram o teor de S disponível no solo, contudo relação C:S > 400:1 pode gerar imobilização temporária do S, enquanto com relação <200:1 pode haver liberação líquida de S (ERIKSEN, 2009). Aliado a isso, devido a uma razão C:S de parte aérea mais baixa do que a das gramíneas (120:1–600:1), os resíduos das leguminosas (150:1–350:1) possuem maior capacidade de mineralizar, liberando o S para o cultivo subsequente (ERIKSEN; THORUP-KRISTENSEN; ASKEGAARD, 2004; CARCIOCHI et al., 2021; HANSEN et al., 2021). Esse benefício da leguminosa foi observado por Carciochi et al. (2021), onde encontraram correlação negativa entre a relação C:S dos resíduos vegetais e o conteúdo de S no solo, incrementando o teor de SO_4^{2-} no solo após o cultivo de ervilhaca peluda. Além disso, devido à grande variação na absorção e liberação de nutrientes entre espécies vegetais, e entre parte aérea e raízes, a integração de plantas de cobertura pode melhorar o aproveitamento do S do solo e favorecer a cultura subsequente (HANSEN et al., 2021).

2.5 Influência do N mineral na disponibilidade de enxofre

Embora exista poucos estudos avaliando o efeito da aplicação de N mineral na disponibilidade de S no solo, a fertilização nitrogenada incrementa a produção de biomassa vegetal, especialmente para gramíneas, como o milho (*Zea mays* L.) e aveia (*Avena strigosa*) (CIAMPITTI; VYN, 2012). A maior quantidade de resíduos vegetais que retorna ao solo também contribui para o aumento do teor de MOS (AMADO et al., 2006; VELOSO et al., 2018). Embora as gramíneas exijam menos S por kg de matéria seca produzida comparado com as leguminosas ou brássicas (ERIKSEN; THORUP-KRISTENSEN; ASKEGAARD, 2004), o aumento da produção de biomassa incrementa também a absorção de S e, conseqüentemente, a exportação desse nutriente pelos grãos (FILIPPI et al., 2021; DUARTE et al., 2019). Nesse sentido, a aplicação de N em gramíneas favorece a absorção e o acúmulo de S na biomassa vegetal, com potencial de aumentar o conteúdo de S nas camadas superficiais do solo, devido ao retorno do elemento nos resíduos vegetais depositados na superfície do solo. Entretanto, esse efeito pode ser parcial ou totalmente contrabalanceado pelo

aumento da exportação do nutriente pela colheita decorrente do incremento da produtividade. Portanto, o efeito da fertilização nitrogenada na disponibilidade de S do solo depende da magnitude de resposta da cultura à fertilização e da reserva de S no solo (SCHMIDT et al., 2012; CARCIOCHI et al., 2020).

Estudos têm demonstrado que a fertilização nitrogenada melhora a eficiência de uso do S [produtividade de grãos (kg ha^{-1}) / S disponível (solo + fertilização) (kg ha^{-1})] e a eficiência agronômica do S pelo milho [(produtividade de grãos+S – produtividade de grãos-S) / S fertilizado], maximizando a absorção de S (SUTAR et al., 2017; CARCIOCHI et al., 2020) e, conseqüentemente, reduzindo a possibilidade de perder o S do sistema via lixiviação (SCHMIDT et al., 2012). Por outro lado, o metabolismo do N é afetado pelo teor de S na planta, sendo que a deficiência no suprimento de S interfere na absorção de nitrato e a atividade da enzima nitrato redutase no milho (VITTI et al., 2018). Logo, a baixa disponibilidade de S ou N no solo pode limitar a absorção de outro elemento, reduzindo a produtividade das culturas.

3 HIPÓTESE

Práticas conservacionistas, como o plantio direto, combinado com o uso de plantas de cobertura leguminosas e fertilização com nitrogênio mineral na cultura do milho, incrementa o teor de enxofre disponível em solo arenoso e com baixo teor de matéria orgânica do solo.

4 OBJETIVO

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de longo prazo de sistemas de preparo de solo e de culturas, com e sem adubação nitrogenada na cultura do milho, sobre o teor de enxofre disponível em um Argissolo subtropical.

5 MATERIAL & MÉTODOS

5.1. Histórico da área experimental

Este estudo foi realizado em experimento de campo de longo prazo (34 anos), conduzido desde 1985 na região fisiográfica da Depressão Central do RS, na Estação Experimental Agronômica (EEA) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), em Eldorado do Sul, RS (30°06' S, 51°40' O, 96 m de elevação). De acordo com a classificação climática de Köppen o clima local é subtropical úmido (Cfa) (ALVARES et al., 2013), com precipitação média anual de 1.522 mm e temperatura média de 19,4 °C (**Figura 3**). O solo derivado de granito, é um Argissolo Vermelho Distrófico típico, de textura franco argilo arenosa, com 540 g kg⁻¹ de areia, 240 g kg⁻¹ de silte e 220 g kg⁻¹ de argila na camada de 0–20 cm. Os minerais predominantes na fração argila são caulinita (720 g kg⁻¹) e óxido de ferro (109 g kg⁻¹) (BAYER et al., 2000). Na instalação do experimento, em 1985, o teor e estoque de COS para a camada de 0–17,5 cm eram 19,0 g dm⁻³ e 32,5 Mg ha⁻¹, respectivamente (LOVATO et al., 2004).

Anteriormente ao experimento, a vegetação nativa predominante era composta por gramíneas rasteiras (*Paspalum* spp. e *Andropogon* spp.), características do bioma Pampa. Em 1969, houve a conversão da área para uso agrícola, com cultivo no inverno e no verão em preparo convencional do solo durante 16 anos. Quando o experimento foi estabelecido em 1985, o solo apresentava sérios problemas de degradação física devido à ausência de práticas conservacionistas (BAYER et al., 2000).

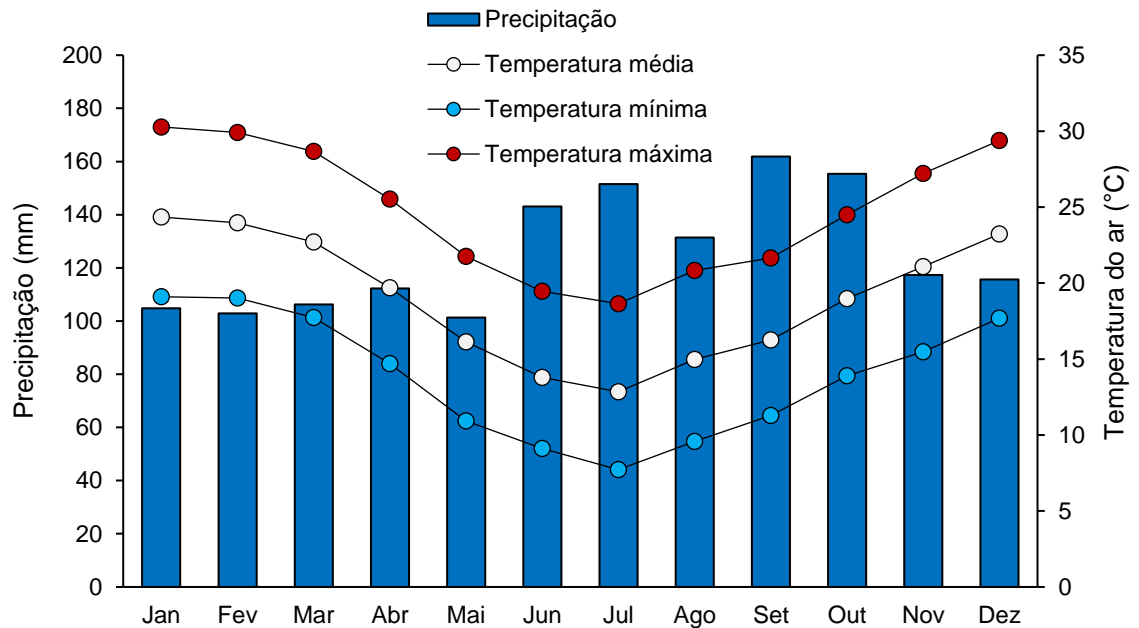


Figura 3. Precipitação pluviométrica e temperatura do ar média para 36 anos (1985–2021) na área experimental localizada na Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Eldorado do Sul – RS. Fonte: EEA – UFRGS.

O experimento é composto por dois sistemas de preparo de solo (PC, preparo convencional; PD, plantio direto) nas parcelas principais (15 x 20 m), combinados com três sistemas de sucessão de culturas nas sub-parcelas (5 x 20 m) [A / M, aveia preta/milho; E / M, ervilhaca comum/milho; e A + E / M + C, aveia + ervilhaca/milho + caupi], com fertilização nitrogenada (180 kg ha⁻¹) e sem N na cultura do milho. O experimento segue um delineamento de blocos casualizados com parcelas subdivididas (preparos de solo e sistemas de sucessão de culturas) e adubação nitrogenada em faixas.

Anualmente, entre setembro e outubro, é realizado o preparo do solo para os tratamentos conduzidos sob PC com uma aração até 17 cm de profundidade, seguido por duas gradagens até 10 cm de profundidade com grade niveladora. O sistema sob PD consiste no controle químico de plantas invasoras e semeadura direta, com revolvimento do solo somente na linha de semeadura. Aproximadamente 3 a 4 dias após a dessecação da área, as plantas de cobertura são manejadas com rolo-faca, mantendo os resíduos culturais na superfície do solo.

A semeadura do milho é realizada após o preparo do solo, com densidade populacional de 50 a 70 mil plantas ha⁻¹ e espaçamento de 0,45 m

entre linhas. A entrada de fósforo (P), potássio (K) e S foi similar em todo o experimento durante os 34 anos de condução. A adubação de semeadura consiste em 21,5, 41,5, 12,0 kg ha⁻¹ de P, K e S, respectivamente. A adubação nitrogenada em cobertura em estágio vegetativo V₇ é realizada com ureia (~ 45% N), sendo que, de 1985 a 1994, foi aplicado a dose de 120 kg ha⁻¹ de N, e, a partir de 1994, a dose foi de 180 kg ha⁻¹ de N nas parcelas que recebem adubação.

Após a colheita do milho, durante o outono (abril/maio), são semeadas as plantas de cobertura. Para aveia preta e ervilhaca semeadas individualmente, é utilizada a dose de 80 kg ha⁻¹ de sementes para cada cultura. No consórcio de aveia preta com ervilhaca, a dose é de 30 e 50 kg ha⁻¹ de sementes de aveia e ervilhaca, respectivamente. O feijão-caupi é semeado manualmente entre as linhas de milho, 20 a 30 dias após a semeadura da gramínea, com densidade de 3 a 4 sementes por cova, com espaçamento 0,40 m entre covas. Após a colheita do milho, o caupi permanece na lavoura, manejado antecedendo a semeadura das culturas de inverno (aveia e ervilhaca).

5.2 Coleta e análise de solo

As amostras de solo foram coletadas após a colheita do milho em maio de 2019, antecedendo a semeadura das culturas de inverno, aos 34 anos após o início do experimento. Duas trincheiras foram abertas em cada parcela experimental para coleta de duas subamostras utilizando pá de corte em cada trincheira. As profundidades de coleta foram: 0–5; 5–10; 10–20; 20–30 e 30–40 cm. O solo das duas subamostras constituíram uma amostra composta para cada profundidade. As amostras foram secas ao ar, moídas e peneiradas até ≤ 2 mm de diâmetro e armazenadas para posterior análise. Detalhes da caracterização do solo do experimento estão apresentados na **Tabela 2**.

O teor de S disponível no solo foi analisado pela extração com solução de di-hidrogênio fosfato de cálcio (Ca(H₂PO₄)₂.H₂O), na concentração de 500 mg L⁻¹ de P (FOX; OLSON; RHOADES, 1964). Posteriormente, o S dos extratos foi determinado em ICP-OES (*Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy*) Optima 8300. O S quantificado no extrato representa o S na forma de SO₄²⁻ e o S presente em formas orgânicas dissolvidas (KETTERINGS et al.,

2011). Uma subamostra de ~ 2 g foi moída até $\leq 250 \mu\text{m}$ em um almofariz de ágata para determinação do COS por combustão seca em equipamento FlashEA 1112 da *Thermo Electron Corp.*

Tabela 2. Caracterização química do solo após 34 anos do início do experimento de campo em um Argissolo em Eldorado do Sul, RS, Sul do Brasil (média \pm desvio padrão).

| Propriedades do solo ¹ | Camada de solo (cm) | | |
|--|---------------------|----------------|----------------|
| | 0–10 | 10–20 | 20–40 |
| COS (g kg ⁻¹) | 14,5 \pm 3,4 | 10,1 \pm 1,4 | 10,1 \pm 1,3 |
| pH-H ₂ O (1:1, v/v) | 4,9 \pm 0,4 | 4,5 \pm 0,3 | 4,2 \pm 0,3 |
| H+Al (cmol _c dm ⁻³) | 3,2 \pm 0,9 | 4,4 \pm 1,4 | 7,1 \pm 2,5 |
| P disponível (mg dm ⁻³) | 22,0 \pm 15,0 | 14,6 \pm 5,5 | - |
| K disponível (mg dm ⁻³) | 136 \pm 35,0 | 77 \pm 18,2 | - |
| Al trocável (cmol _c dm ⁻³) | 0,1 \pm 0,1 | 0,5 \pm 0,4 | 1,2 \pm 0,6 |
| Ca trocável (cmol _c dm ⁻³) | 3,0 \pm 0,6 | 2,5 \pm 0,5 | 2,4 \pm 0,6 |
| Mg trocável (cmol _c dm ⁻³) | 1,6 \pm 0,3 | 1,3 \pm 0,3 | 1,2 \pm 0,3 |
| S disponível (mg dm ⁻³) | 9,3 \pm 3,3 | 7,7 \pm 2,0 | 9,4 \pm 2,6 |
| Mn trocável (mg dm ⁻³) | 16,7 \pm 7,5 | 13,1 \pm 6,1 | 3,8 \pm 2,7 |
| Cátions trocáveis (cmol _c dm ⁻³) ² | 5,0 \pm 0,9 | 4,0 \pm 0,8 | 3,6 \pm 0,8 |
| CTC efetiva (cmol _c dm ⁻³) | 5,1 \pm 0,8 | 4,5 \pm 0,5 | 4,8 \pm 0,4 |
| CTC a pH 7,0 (cmol _c dm ⁻³) | 8,2 \pm 0,7 | 8,5 \pm 0,1 | 10,6 \pm 1,9 |
| Saturação por Ca+Mg+K (%) ³ | 61 \pm 10 | 49 \pm 11 | 36 \pm 12 |
| Saturação por Al (%) ⁴ | 3 \pm 3 | 11 \pm 10 | 25 \pm 13 |

¹ Média de 36 parcelas experimentais (12 tratamentos e três repetições)

² Soma de Ca, Mg e K trocáveis

³ Saturação por Ca+Mg+K (%) = $(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K} / \text{CTC}_{\text{pH}7,0}) \times 100$

⁴ Saturação por Al (%) = $(\text{Al} / \text{CTC}_{\text{efetiva}}) \times 100$

5.3 Estimativa da deposição atmosférica de S

A deposição atmosférica de S foi avaliada através da coleta de água das precipitações em coletor do tipo “cunha”, instalado próximo da área experimental. As coletas ocorreram no período de março a outubro de 2021 e de abril a setembro de 2022. As amostras de água das chuvas foram filtradas em membrana de celulose de 0,22 μm , acondicionadas em frascos de acrílico e armazenadas em geladeira para posterior análise. O S foi determinado em espectrofotômetro de absorção, por turbidimetria. Os valores de precipitação foram obtidos na Estação Climatológica da Estação Experimental Agronômica da UFRGS. Através da equação obtida pela relação da concentração de S na água da chuva e o volume de precipitação (**Figura 4**), foi calculada a entrada de S atmosférico para cada evento de precipitação.

5.4 Ciclagem e exportação de S nos sistemas de sucessão de culturas

O S removido pelos grãos de milho no período experimental foi estimado através do histórico de rendimento de grãos no período de 1985 a 2019 (dados não apresentados) e do teor de S nos grãos. Considerou-se o teor de S de $0,9 \text{ g kg}^{-1}$ no grão do milho (DUARTE et al., 2019).

Para a estimativa da ciclagem de S foi considerada a produção de matéria seca do milho, a qual foi calculada a partir dos valores de rendimento de grãos para o período de 34 anos. Foi utilizada a equação linear que relaciona estas variáveis determinada por Lovato et al. (2004) para a cultura do milho no mesmo experimento do presente estudo [matéria seca acima do solo (Mg ha^{-1}) = $0,96 * \text{rendimento de grão (Mg ha}^{-1}) + 2,91$ ($R^2 = 0,91$, $p < 0,05$)]. Para a produção de matéria seca das plantas de cobertura utilizou-se os valores de Veloso et al. (2018) para o período inicial de 30 anos do experimento. A concentração de S de $0,8 \text{ g kg}^{-1}$ foi utilizada para o resíduo cultural do milho (CARCIOCHI et al., 2020). Para a aveia preta e ervilhaca cultivadas solteiras utilizou-se os valores médios de concentração de S de $1,3$ e $2,3 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente (KOEFEENDER et al., 2016; CARCIOCHI et al., 2021). Para o consórcio aveia + ervilhaca e caupi, considerou-se a concentração média de S de $2,2 \text{ g kg}^{-1}$ (KOEFEENDER et al., 2016; BATISTA DE MORAIS et al., 2020).

5.5 Diagnóstico da disponibilidade de S no solo

Foi realizado o diagnóstico da disponibilidade de S no solo através da comparação do teor médio de S disponível na camada 0–20 cm com o teor referente ao nível crítico do elemento. Consideramos o valor de referência de $7,5 \text{ mg dm}^{-3}$ para a camada 0–20 cm como valor de referência para o nível crítico, oriundo da revisão sistemática de Pias et al. (2019), abrangendo 58 colheitas de culturas de grãos. Os teores de S disponível para os tratamentos ervilhaca/milho e aveia + ervilhaca/milho + caupi foram considerados como média.

5.6 Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias pelo teste de Levene ($p < 0,05$), utilizando o software R Studio. Os resultados de S disponível no solo e exportação de S nos grãos de milho foram submetidos à análise de variância (ANOVA). Para o S disponível no solo, considerou-se os sistemas de preparo, sistemas de sucessão de culturas e doses de nitrogênio como efeito fixo e blocos como efeito aleatório. Quando a ANOVA foi significativa ($p < 0,05$), as diferenças entre as médias dos tratamentos foram avaliadas pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5%. As análises estatísticas do S disponível no solo foram realizadas utilizando a plataforma SAS[®] v.9.4 (*Statistical Analysis System Institute Cary, North Carolina*). Como a estimativa da ciclagem de S foi baseada em avaliações de rendimento de matéria seca realizadas na maioria dos anos, mas nem sempre para todos os tratamentos, além da ciclagem de S pelo milho ser estimada indiretamente a partir da produtividade de grãos, os dados de ciclagem de S não foram analisados estatisticamente.

A relação entre o teor de S disponível com teor de COS, saldo de S e S ciclado foi avaliada pela significância da análise de regressão linear ($p < 0,05$ e $0,10$). As análises de regressão e exportação de S nos grãos de milho foram realizadas usando o software estatístico R Core Team (2013).

6 RESULTADOS

6.1 Balanço de S: deposição atmosférica, ciclagem e exportação

6.1.1 Deposição de S atmosférico

O monitoramento da entrada de S atmosférico demonstrou que existe ampla variação na concentração de S na água das chuvas ao longo do tempo, variando de 0,06 a 1,05 mg L⁻¹, e que o teor de S na água da chuva diminuiu com o aumento do volume precipitado (**Figura 4**). A concentração média de S para todo o período avaliado foi de 0,36 mg L⁻¹. A quantidade média mensal de S depositado no solo pela água da chuva nos anos de 2021 e 2022 foi de 0,28 kg ha⁻¹ mês⁻¹, equivalente a 3,0 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de S (**Figura 5**).

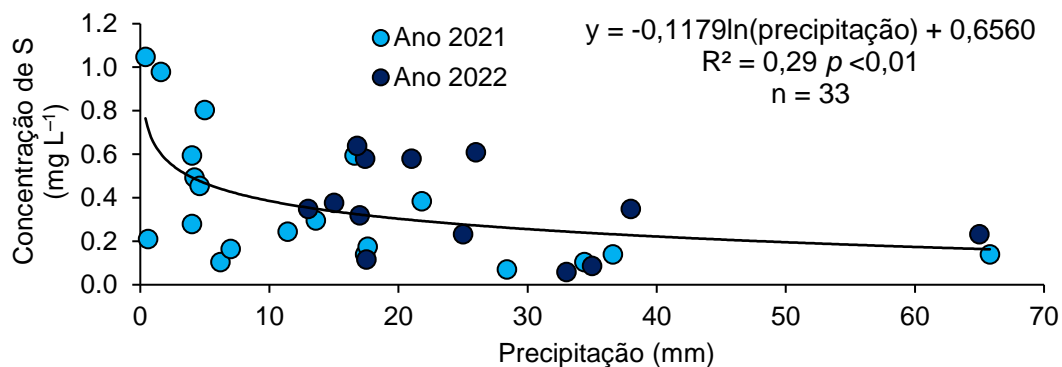


Figura 4. Concentração de S atmosférico na água da chuva no período de março de 2021 a setembro de 2022 na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, Eldorado do Sul – RS.

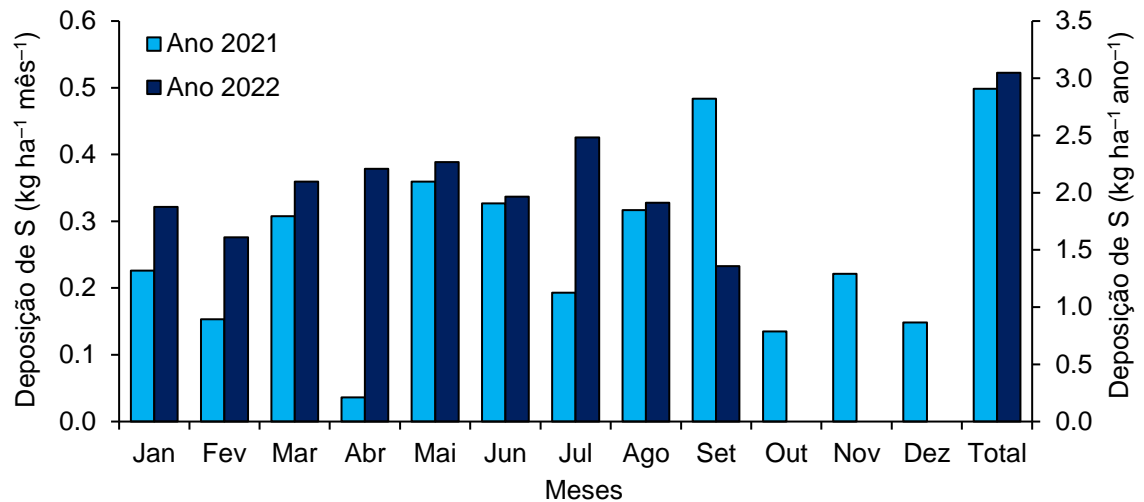


Figura 5. Deposição de S atmosférico na água da chuva no período de janeiro de 2021 a setembro de 2022 na Estação Experimental Agrônômica da UFRGS, Eldorado do Sul – RS.

6.1.2 Ciclagem de S

A ciclagem de S pelas plantas foi influenciada pelos sistemas de sucessão de culturas e pela adubação nitrogenada (**Figura 6**), mas não foi afetada pelo preparo de solo. Na média dos preparos de solo, os tratamentos sem fertilização nitrogenada e com inserção de leguminosas de cobertura E/M e AE/MC aumentaram 77 e 119% a ciclagem de S (17 e 21 kg ha⁻¹ ano⁻¹) comparativamente ao sistema A/M (10 kg ha⁻¹ ano⁻¹), respectivamente. Nos tratamentos com N mineral (180 kg ha⁻¹ ano⁻¹), na média dos preparos de solo, os sistemas com leguminosas também aumentaram a ciclagem de S, mas em menor magnitude (29 e 44% nos sistemas E/M e AE/MC, 20 e 22 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente), comparativamente ao sistema A/M (16 kg ha⁻¹ ano⁻¹). Da mesma forma, é possível verificar que a adubação nitrogenada aumentou a ciclagem do S em 59, 15 e 5% nos sistemas A/M, E/M e AE/MC, respectivamente.

Do total de S ciclado nos sistemas E/M e AE/MC, em média 63% e 69% foi ciclado pela ervilhaca e ervilhaca + caupi, respectivamente (**Figura 6**). No sistema sem leguminosas (A/M), a ciclagem do S foi similar entre a aveia no inverno e o milho no verão, com a aveia apresentando uma ciclagem um pouco maior (58%) quando o milho não foi fertilizado com N e um pouco menor (49%) quando do milho foi fertilizado.

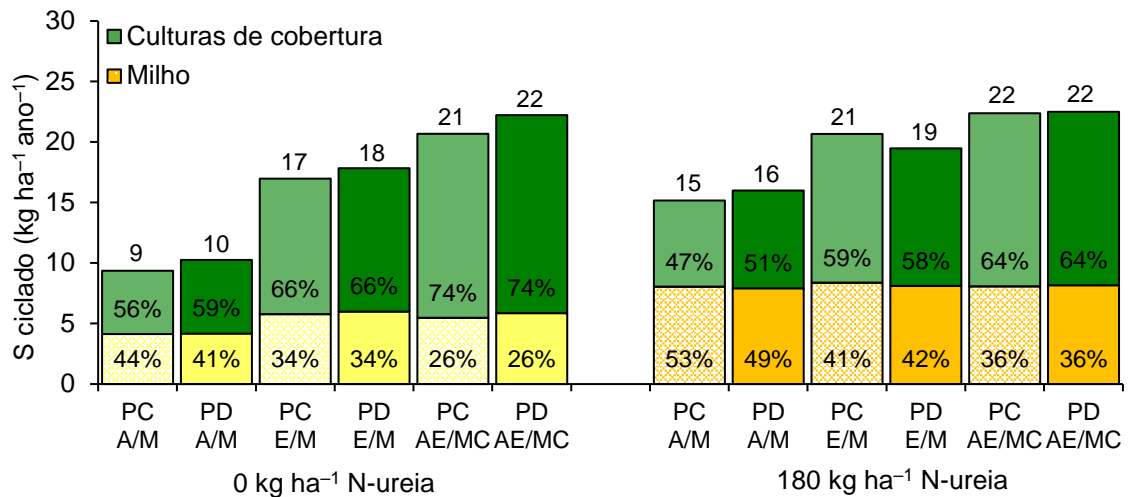


Figura 6. Ciclagem anual de S pelos sistemas de sucessão de culturas em um Argissolo submetido a 34 anos de cultivo com diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha⁻¹). Valores apresentados são a média de três repetições (n = 3).

6.1.3 Exportação e saldo de S

A entrada anual total de S no solo (~15 kg ha⁻¹ ano⁻¹) via fertilizante formulado (~12 kg ha⁻¹ ano⁻¹) e deposição atmosférica (~3 kg ha⁻¹ ano⁻¹), foi superior à exportação de S nos grãos de milho em todos os tratamentos, gerando um saldo positivo de S que variou de 8,1 a 12,9 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (média dos preparos de solo) (**Figura 7**).

A utilização de plantas de cobertura leguminosas proporcionou um aumento próximo a duas vezes na exportação de S pela colheita dos grãos de milho nos tratamentos sem fertilização nitrogenada ao longo dos 34 anos de adoção dos sistemas de manejo (**Figura 7**). Na média dos preparos de solo, a remoção de S pelos grãos passou de 2,1 para 4,0 kg ha⁻¹ ano⁻¹ para A/M-0 e média dos sistemas E/M-0 e AE/MC-0, respectivamente. Para os tratamentos com N, não houve efeito das plantas de cobertura leguminosas, com exportação média de S de 6,8 kg ha⁻¹ ano⁻¹ entre todos os tratamentos.

Os sistemas de preparo de solo não influenciaram a exportação de S pelos grãos de milho. Por outro lado, houve efeito da adubação nitrogenada e sistemas de sucessão culturas, sendo que o efeito do N foi mais evidente no sistema sem presença de leguminosas de cobertura. O sistema A/M-180 exportou aproximadamente três vezes mais S comparado ao mesmo sistema sem fertilização nitrogenada, apresentando remoção de 2,1 e 6,6 kg ha⁻¹ ano⁻¹

para A/M-0 e A/M-180, respectivamente. Nos sistemas com leguminosas de cobertura (E/M e AE/MC), a adubação nitrogenada incrementou a exportação de S de 4,2 para 6,9 kg ha⁻¹ ano⁻¹ nos sistemas E/M-0 e E/M-180, respectivamente, e de 3,9 para 6,8 kg ha⁻¹ ano⁻¹ nos sistemas AE/MC-0 e AE/MC-180, respectivamente.

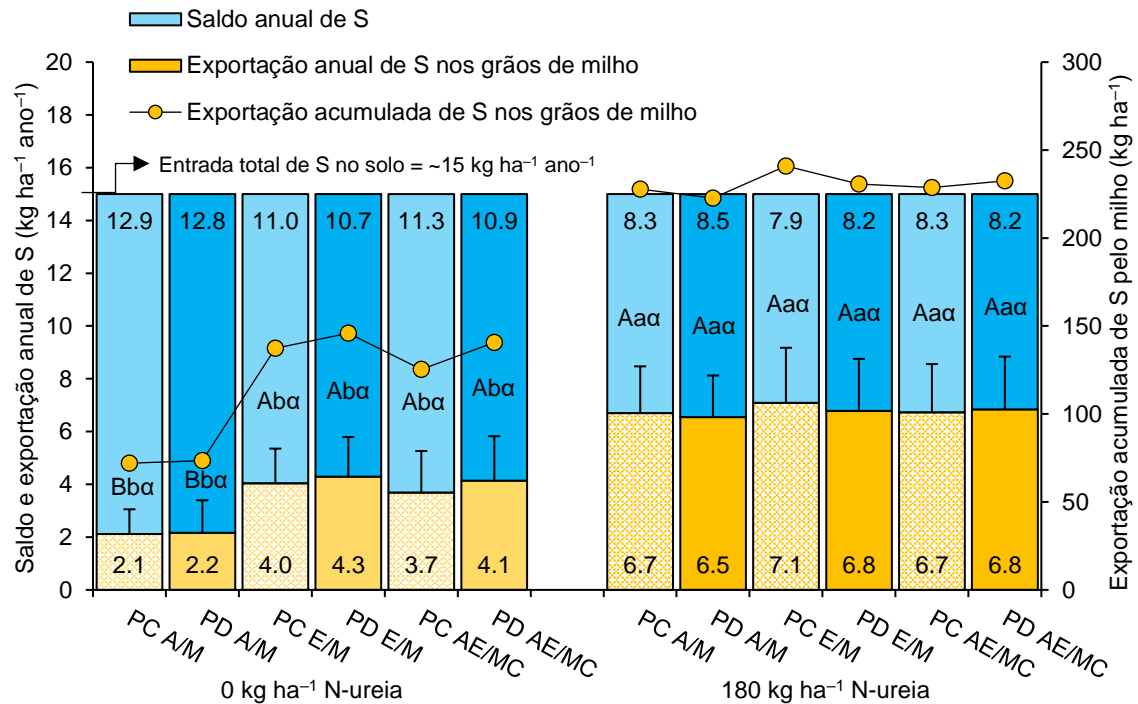


Figura 7. Exportação anual de S nos grãos de milho e saldo anual de S em um Argissolo submetido a 34 anos de cultivo com diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha⁻¹). Médias seguidas pela mesma letra maiúscula, comparando os sistemas de sucessão de culturas dentro de cada dose de N e sistema de preparo de solo; médias seguidas pela mesma letra minúscula, comparando as doses de N dentro de cada sistema de sucessão de cultura e preparo de solo; e médias seguidas pela mesma letra grega, comparando os preparos de solo dentro de cada sistema de sucessão de cultura e dose de N, não diferem significativamente de acordo com o teste de Tukey a $p < 0,05$. Barras verticais indicam o desvio padrão.

6.2 Enxofre disponível no solo

A síntese da análise estatística apresentada na Tabela 3 informa que, de maneira geral, o teor de S disponível no solo foi influenciado pelos preparos

de solo e sistemas de sucessão de culturas, e a magnitude desse efeito foi maior nas camadas superficiais do solo (**Tabela 3**). Contudo, a adubação nitrogenada na cultura do milho teve pouco efeito nos teores de S disponível no solo.

Tabela 3. Significância dos efeitos de fatores experimentais e suas interações no teor de S disponível no solo como resultado da análise de variância (ANOVA).

| Fator experimental | <i>p</i> -valor (nível de significância) |
|------------------------------------|--|
| Preparo do solo (P) | 0,155 ^{ns} |
| Sistema de sucessão de cultura (C) | 0,031* |
| Adubação nitrogenada (N) | 0,710 ^{ns} |
| Camada de solo (S) | 0,002* |
| P x C | 0,550 ^{ns} |
| P x N | 0,779 ^{ns} |
| P x S | < 0,001** |
| C x N | 0,654 ^{ns} |
| C x S | < 0,001** |
| N x S | 0,002* |
| P x C x N | 0,473 ^{ns} |
| P x C x S | 0,020* |
| P x N x S | 0,001* |
| C x N x S | 0,011* |
| P x C x N x S | 0,348 ^{ns} |

** Significante a $p < 0,001$. * Significante a $p < 0,05$. ^{ns} Não significante.

6.2.1 Sistemas de preparo de solo e sistemas de sucessão de culturas

Após 34 anos de adoção, em ambos os sistemas de preparo (convencional e direto), o solo apresentou maior teor de S disponível com o cultivo de E/M, e o menor teor de S disponível com o cultivo de A/M (**Figura 8a, b**). O sistema de sucessão de cultura E/M resultou em maior teor de S disponível até 30 cm no PD (valor médio 11,1 mg dm⁻³) (**Figura 8b**) e de 5 a 20 cm no PC (valor médio 10,0 mg dm⁻³) (**Figura 8a**) comparativamente ao sistema A/M (valores médios 7,3 e 6,8 mg dm⁻³, respectivamente). Destaca-se também que a amplitude dessa diferença foi maior no PD comparada ao PC. Com o cultivo de AE/MC (valor médio 7,9 mg dm⁻³), o teor de S disponível foi intermediário entre A/M e E/M na camada de 5–20 cm no PC (**Figura 8a**) e foi maior que no sistema A/M (valor médio 7,8 mg dm⁻³) no PD na camada de 0–10 cm (AE/MC – valor médio 12,3 mg dm⁻³) (**Figura 8b**).

Em todos os sistemas de sucessão de culturas, houve maior teor de S disponível na camada superficial do solo (0–5 cm) sob PD (valor médio 12,9 mg dm⁻³) comparativamente ao PC (valor médio 7,5 mg dm⁻³). A maior

magnitude de diferença entre o PC e PD foi observada nos sistemas com leguminosas de cobertura (ervilhaca e/ou caupi), apresentando diferença de 6,6 mg dm^{-3} no sistema E/M e 3,2 mg dm^{-3} no sistema A/M (**Figura 8c-e**). Abaixo de 5 cm, não houve diferença entre os sistemas de preparo de solo.

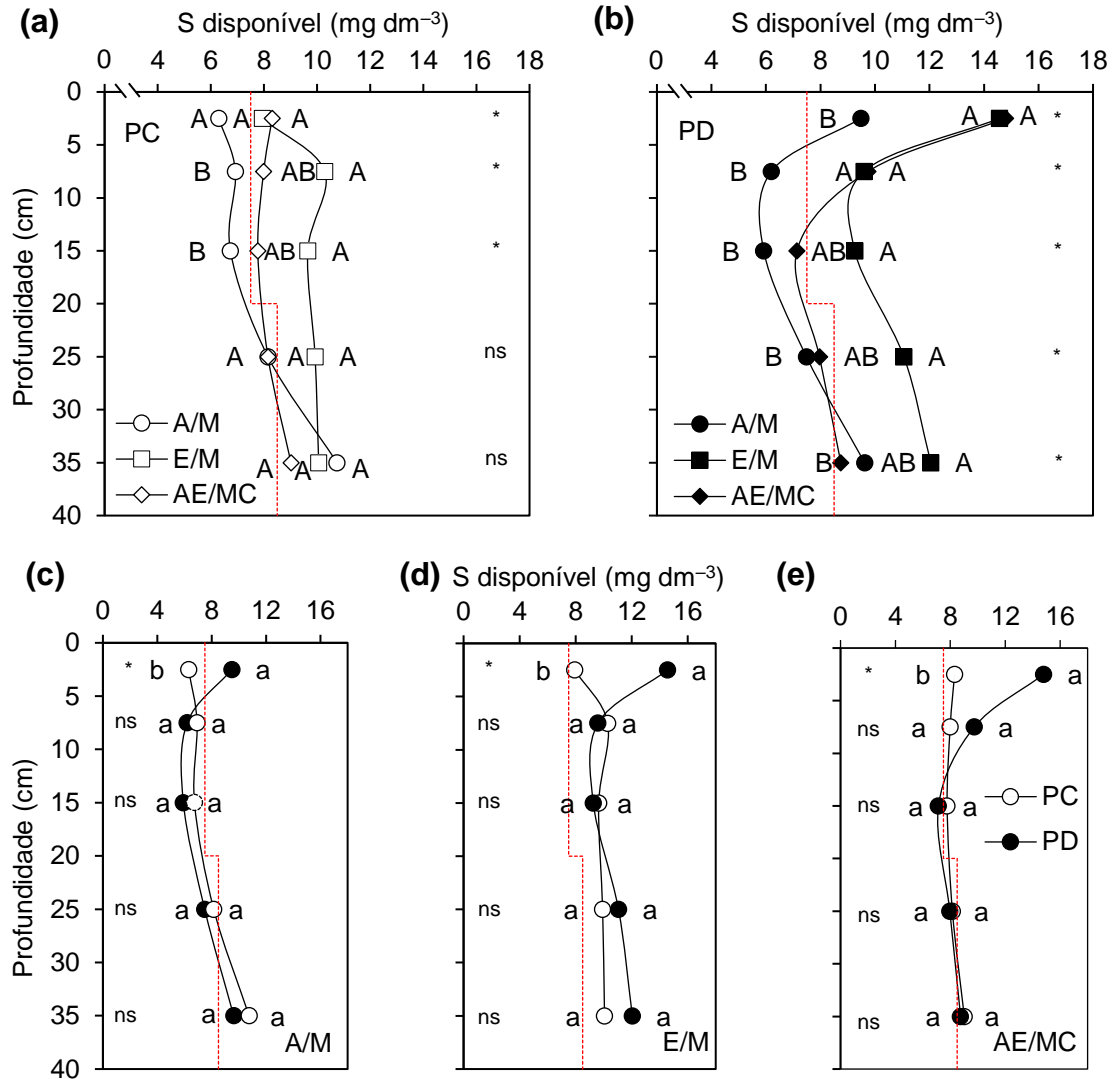


Figura 8. Distribuição vertical de S disponível no solo extraído com fosfato de cálcio na concentração de 500 mg L^{-1} de P até 40 cm de profundidade em um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha^{-1}). Valores apresentados são a média de três repetições e duas doses de N (0 e 180 kg ha^{-1}) ($n = 6$). Em cada camada de solo, médias seguidas pela mesma letra maiúscula, comparando os sistemas de sucessão de culturas dentro de cada preparo de solo (Fig. 8a, b), e médias seguidas pela mesma letra minúscula, comparando os preparos de solo dentro de cada sistema de sucessão de cultura (Fig. 8c, d, e), não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey a $p < 0,05$. Linha pontilhada vermelha indica o limite crítico de S no solo de 7,5 e 8,5 mg dm^{-3} para as camadas 0-20 e 20-40 cm, respectivamente, segundo Pias et al. (2019).

6.2.2 Sistemas de sucessão de culturas e fertilização nitrogenada

Após 34 anos com ou sem fertilização nitrogenada no milho (180 e 0 kg ha⁻¹ ano⁻¹ N, respectivamente), o sistema de sucessão de cultura E/M apresentou o maior teor de S disponível no solo, e o menor teor foi observado no sistema composto apenas por gramíneas (A/M) (**Figura 9a, b**). O sistema E/M-0 apresentou maior teor de S disponível até 30 cm no sistema sem fertilização com N (valor médio 10,7 mg dm⁻³) (**Figura 9a**) e na camada de 5–20 cm com adubação nitrogenada (valor médio 10,1 mg dm⁻³) (**Figura 9b**), comparativamente ao sistema A/M-0 e A/M-180 (valores médios 7,0 e 7,4 mg dm⁻³, respectivamente). Por outro lado, o sistema AE/MC apresentou teor de S disponível intermediário aos sistemas E/M e A/M (**Figura 9a, b**). O sistema de sucessão de culturas AE/MC, com maior diversidade de espécies, apresentou maior teor de S disponível até 10 cm no tratamento sem N e até 5 cm no tratamento com 180 kg ha⁻¹ N (valor médio 9,9 e 11,6 mg dm⁻³, respectivamente), comparado ao sistema A/M (valor médio 6,7 e 8,5 mg dm⁻³, respectivamente). Por outro lado, nos tratamentos sem N, o sistema AE/MC-0 apresentou teor de S menor que o E/M-0 na camada de 20–30 cm de profundidade (8,0 e 11,7 mg dm⁻³, respectivamente) (**Figura 9a**).

O teor de S disponível até 40 cm de profundidade não foi influenciado pela aplicação de N nos sistemas de sucessão de culturas com presença de leguminosas de cobertura. Além disso, o teor de S nesses sistemas permaneceu próximo ou acima do nível crítico tanto em superfície quanto em subsuperfície (**Figura 9d, e**). Já, no sistema de sucessão de cultura aveia/milho, o teor de S disponível na camada 30–40 cm foi maior no tratamento A/M-0 (11,5 mg dm⁻³) comparativamente ao tratamento com N (A/M-180) (8,9 mg dm⁻³) (**Figura 9c**).

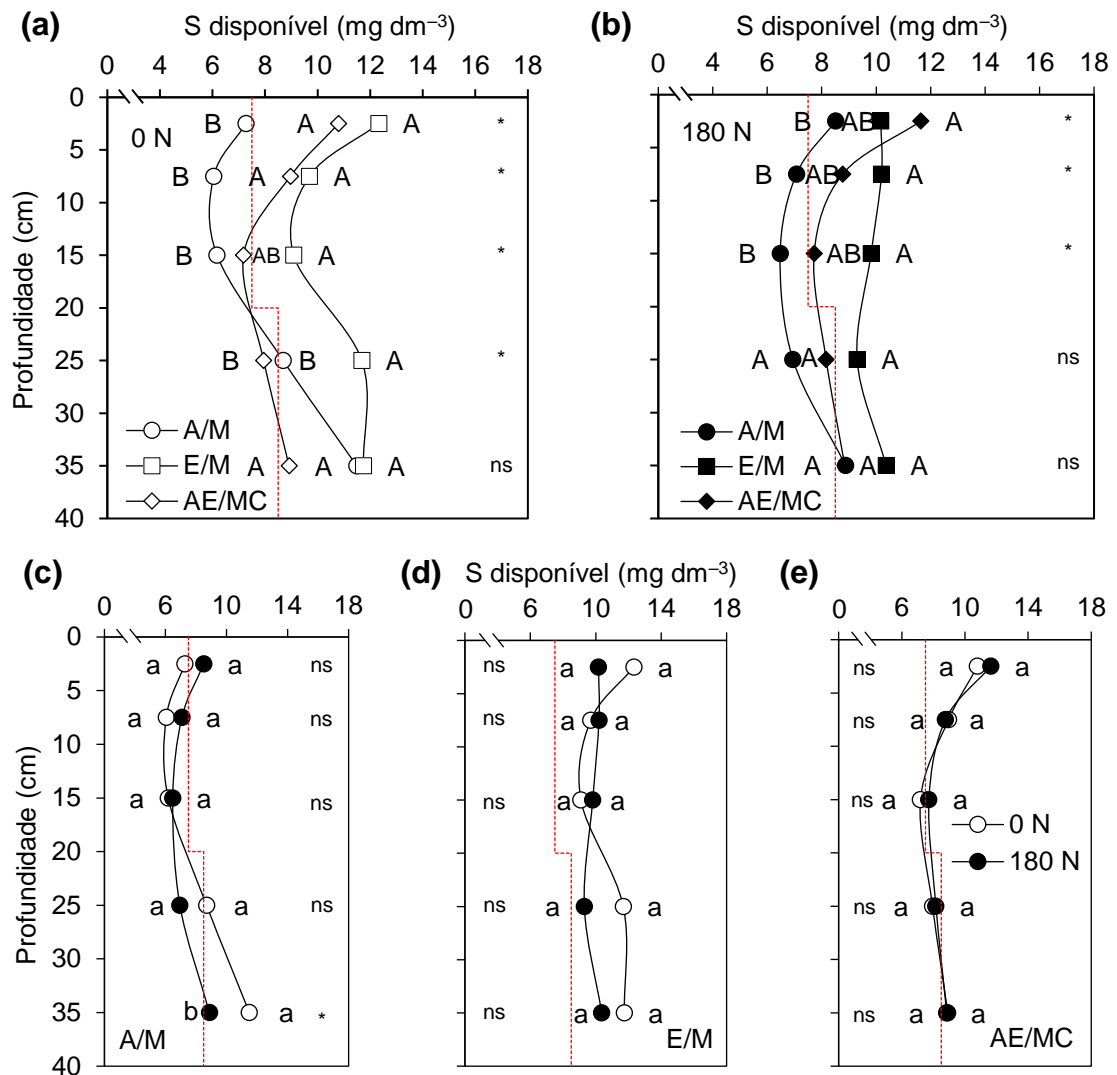


Figura 9. Distribuição vertical de S disponível no solo extraído com fosfato de cálcio na concentração de 500 mg L⁻¹ de P até 40 cm de profundidade em um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha⁻¹). Valores apresentados são a média de três repetições e dois preparos de solo (PC e PD) (n = 6). Em cada camada de solo, médias seguidas pela mesma letra maiúscula, comparando os sistemas de sucessão de culturas dentro de cada dose de N (Fig. 9a, b), e médias seguidas pela mesma letra minúscula, comparando as doses de N dentro de cada sistema de sucessão de cultura (Fig. 9c, d, e), não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey a $p < 0,05$. Linha pontilhada vermelha indica o limite crítico de S no solo de 7,5 e 8,5 mg dm⁻³ para as camadas 0-20 e 20-40 cm, respectivamente, segundo Pias et al. (2019).

6.2.3 Sistemas de preparo de solo e fertilização nitrogenada

Após 34 anos de utilização do plantio direto e independente da adubação nitrogenada (0 ou 180 kg ha⁻¹ ano⁻¹), os tratamentos PD-0 e PD-180 (13,5 e 12,3 mg dm⁻³, respectivamente) apresentaram maior disponibilidade de

S na camada superficial do solo (0–5 cm) comparativamente aos tratamentos PC-0 e PC-180 (7,1 e 7,9 mg dm⁻³, respectivamente) (**Figura 10**). A maior magnitude dessa diferença ocorreu entre os tratamentos PC-0 e PD-0 (6,4 mg dm⁻³) comparado aos tratamentos PC-180 e PD-180 (4,3 mg dm⁻³). Ao comparar o mesmo sistema de preparo do solo (PC ou PD) sem e com aplicação de N (0 ou 180 N), a diferença no teor de S disponível no solo ocorreu somente na camada 30–40 cm entre os tratamentos PC-0 e PC-180, apresentando maior disponibilidade do nutriente quando não houve aplicação de N, 11,3 para 8,6 mg dm⁻³, respectivamente.

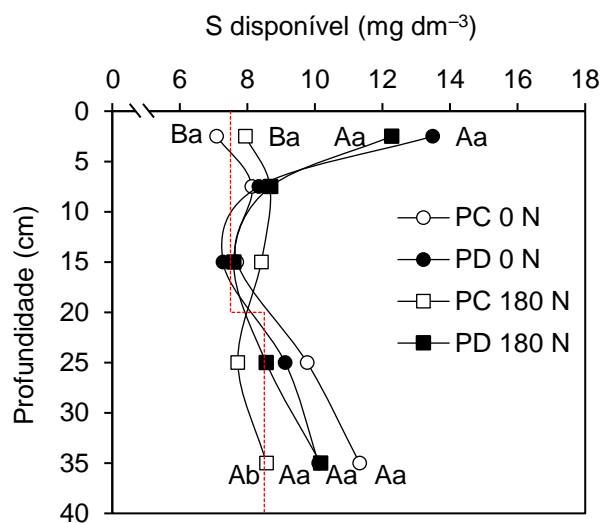


Figura 10. Distribuição vertical de S disponível no solo extraído com fosfato de cálcio na concentração de 500 mg L⁻¹ de P até 40 cm de profundidade em um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha⁻¹). Valores apresentados são a média de três repetições e três sistemas de sucessão de culturas (A/M, E/M e AE/MC) (n = 9). Em cada camada de solo, médias seguidas pela mesma letra maiúscula, comparando os preparos do solo dentro de cada dose de N, e médias seguidas pela mesma letra minúscula, comparando as doses de N dentro de cada preparo de solo, não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey a $p < 0,05$. Linha pontilhada vermelha indica o limite crítico de S no solo de 7,5 e 8,5 mg dm⁻³ para as camadas 0–20 e 20–40 cm, respectivamente, segundo Pias et al. (2019).

6.2.4 Relação entre o S disponível e carbono orgânico do solo

Houve relação positiva entre o teor de S disponível no solo com o teor de COS acima de 20 cm de profundidade ($p < 0,05$) (**Figura 11**). Na camada superficial de 0–5 cm de profundidade, o COS explicou cerca de 80% do teor de

S disponível no solo (**Figura 11a**), e o teor de S disponível aumentou 0,85 mg dm⁻³ para cada aumento de 1 g kg⁻¹ de COS. Contudo, o teor de S disponível não teve correlação com o teor de COS na camada de 20–30 cm. Na camada de 30–40 cm houve relação negativa ($p < 0,05$) entre essas variáveis, onde os tratamentos com menor teor de COS apresentaram maior teor de S disponível no solo (**Figura 11e**).

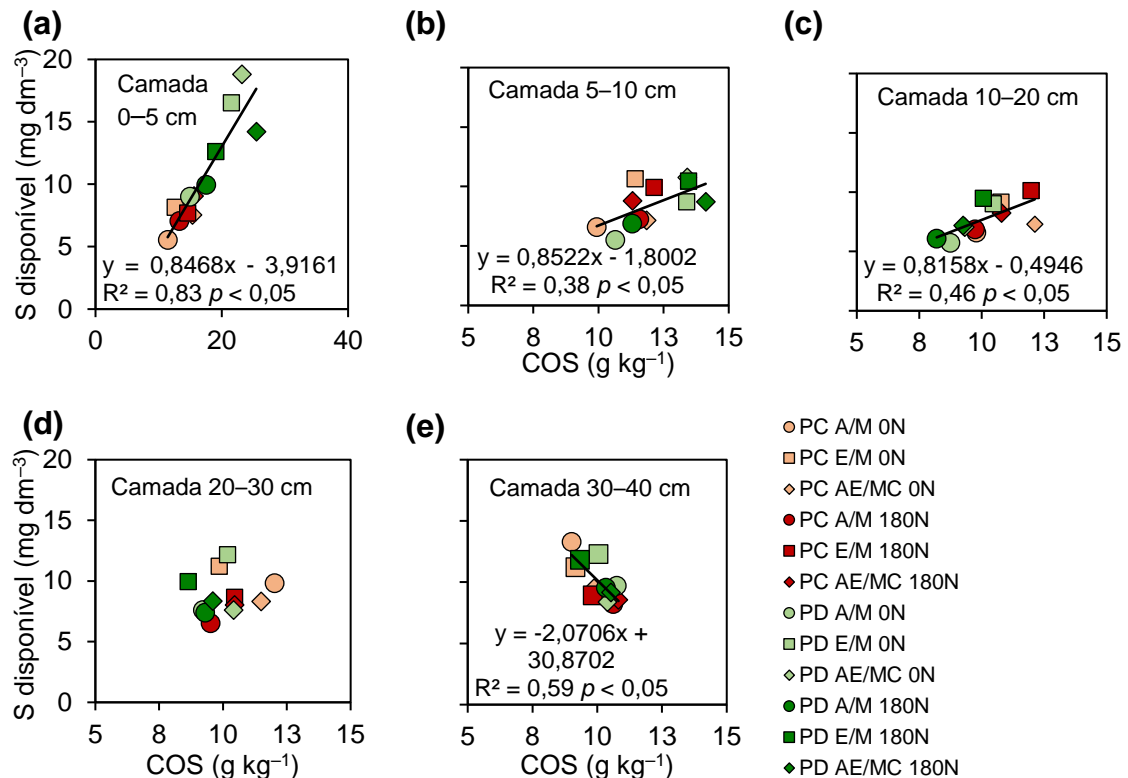


Figura 11. Relação entre o S disponível no solo extraído com fosfato de cálcio na concentração de 500 mg L⁻¹ de P e o carbono orgânico do solo (COS) para as camadas de 0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–40 cm de um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha⁻¹). Valores apresentados são a média de três repetições (n = 3). Relações significativas a $p < 0,05$.

6.2.5 Relação entre S disponível, saldo de S e S ciclado

Houve relação negativa entre o teor de S disponível no solo com o saldo de S para as camadas 0–20 e 0–40 cm ($p < 0,05$ e 0,10) (**Figura 12a, b**). A maior redução no teor de S disponível ocorreu na camada superficial (0–20 cm), decrescendo 2,85 mg dm⁻³ de S disponível para cada aumento de 1 kg ha⁻¹ no saldo de S ($R^2 = 0,77$). Para a camada de solo de 20–40 cm houve relação

positiva entre o S disponível e o saldo de S ($p < 0,10$), aumentando $0,66 \text{ mg dm}^{-3}$ de S disponível para cada aumento de 1 kg ha^{-1} no saldo de S nos tratamentos sob preparo convencional (**Figura 12c**). Também houve relação positiva entre o S disponível na camada de 0–20 cm com o S ciclado ($p < 0,10$), com aumento de $0,35 \text{ mg dm}^{-3}$ de S disponível para cada aumento de 1 kg ha^{-1} de S ciclado nos tratamentos em plantio direto (**Figura 12d**).

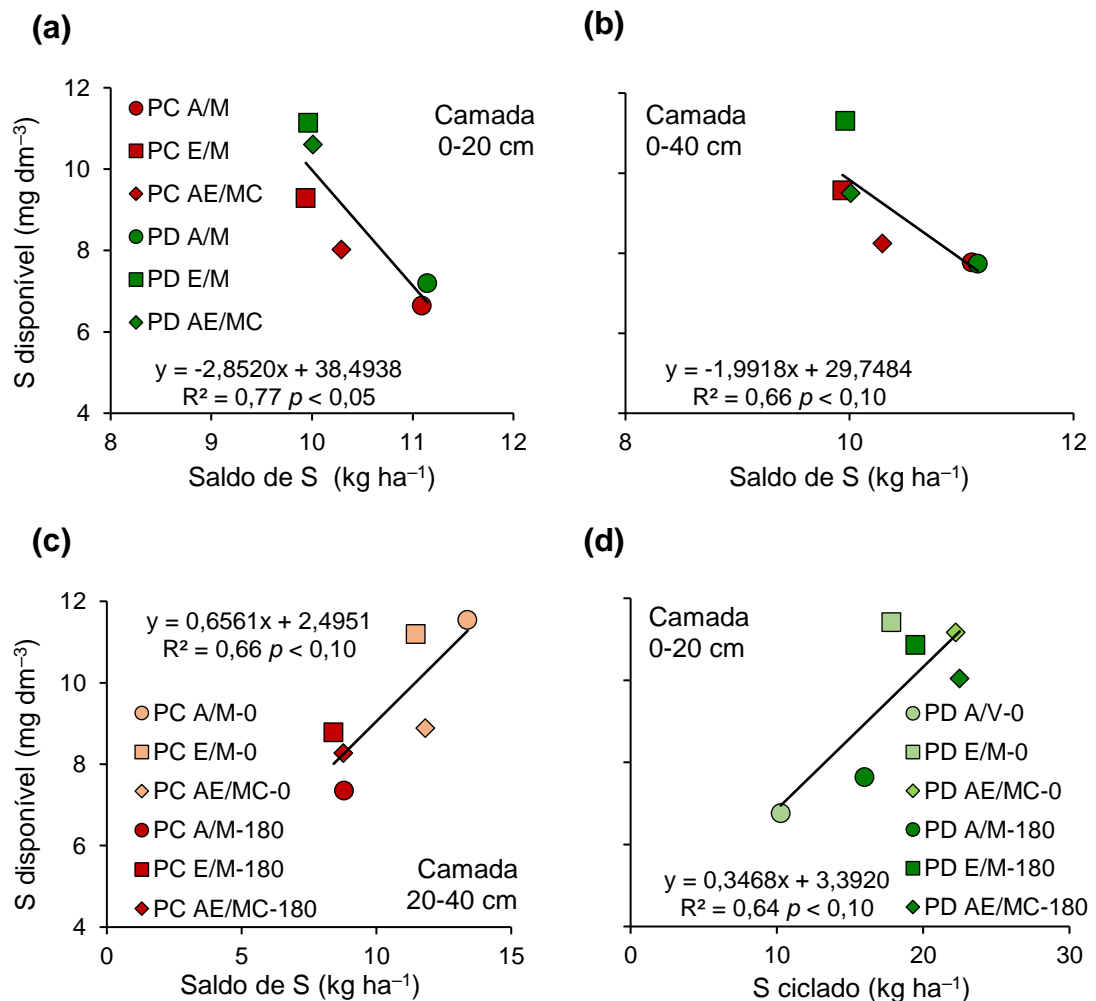


Figura 12. Relação entre o S disponível no solo extraído com fosfato de cálcio na concentração de 500 mg L^{-1} de P e saldo anual de S no solo para as camadas de 0–20, 20–40, 0–40 cm e S ciclado em um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha^{-1}). Valores apresentados são a média de três repetições ($n = 3$) (Fig. 12d, c) e duas doses de N (0 e 180 kg ha^{-1}) ($n = 6$) (Fig. 12a, b). Relações significativas a $p < 0,10$.

6.2.6 Diagnóstico da disponibilidade de S no solo

A utilização das leguminosas de cobertura (ervilhaca e caupi) em PC

(8,7 mg dm⁻³) e sob PD (10,9 mg dm⁻³), resultou em teor de S disponível acima do nível crítico (7,5 mg dm⁻³) na camada de 0–20 cm de profundidade, superior aos sistemas PC-A/M e PD-A/M (6,7 e 7,2 mg dm⁻³, respectivamente), que apresentaram teor de S abaixo do nível crítico (**Figura 13**).

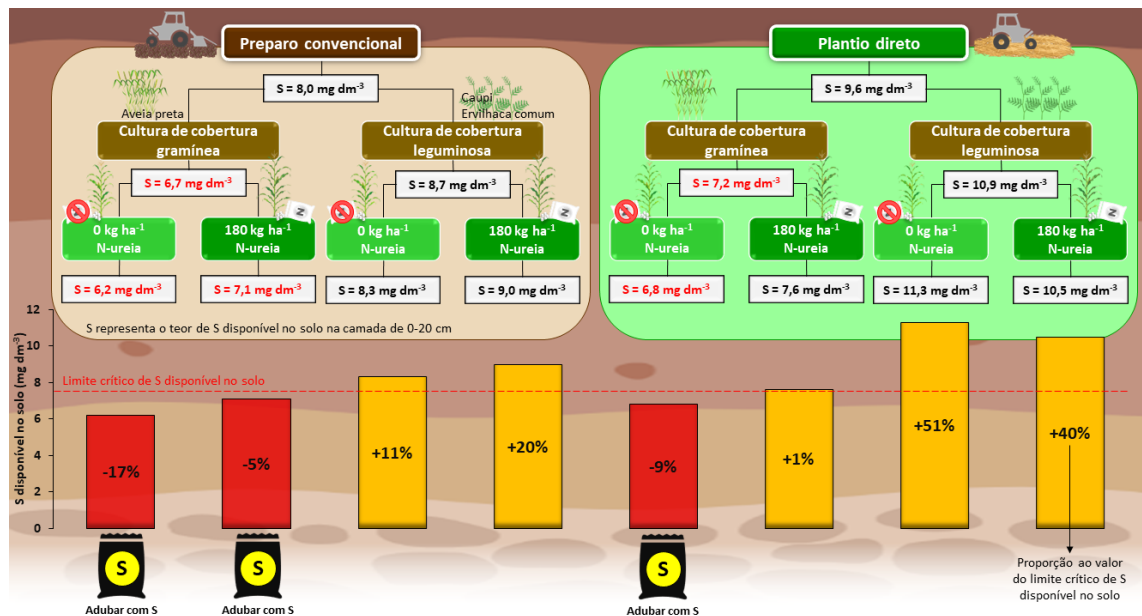


Figura 13. Teor de S disponível extraído com fosfato de cálcio na concentração de 500 mg L⁻¹ de P para a camada 0–20 cm de um Argissolo submetido a 34 anos de diferentes preparos de solo (PC, preparo convencional e PD, plantio direto), sistemas de sucessão de culturas (A/M, aveia/milho; E/M, ervilhaca/milho; AE/MC, aveia + ervilhaca/milho + caupi) e duas doses de nitrogênio (0 e 180 kg ha⁻¹). Valores apresentados para leguminosas são a média dos sistemas E/M e AE/MC. Linha pontilhada vermelha indica o limite crítico de S de 7,5 mg dm⁻³ para a camada de solo de 0–20 cm segundo Pias et al. (2019).

O uso de aveia como planta de cobertura, em PC-0 (6,2 mg dm⁻³) ou PD-0 (6,8 mg dm⁻³), resultou nos menores teores de S no solo, aproximadamente 17 e 9% inferiores ao nível crítico (7,5 mg dm⁻³), indicando a necessidade de aplicação de fertilizante com S. No tratamento A/M, o teor de S disponível permaneceu acima do nível crítico somente no PD-180 (7,6 mg dm⁻³), porém, muito próximo do nível crítico. Por outro lado, a utilização das leguminosas de cobertura combinadas ao PD, com e sem aplicação de N no milho, proporcionaram teor de S disponível 40% superior ao nível crítico (11,3 para PD-0 e 10,5 mg dm⁻³ para PD-180).

7 DISCUSSÃO

7.1 Efeito dos sistemas de sucessão de culturas e fertilização nitrogenada na ciclagem de S

A presença das leguminosas em cobertura e a fertilização nitrogenada no milho resultaram em maior produção primária líquida durante 30 anos de avaliações, com produção de matéria seca variando de 9,5 a 16,7 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ na média dos dois preparos de solo (PC e PD) para os sistemas A/M 0 N e AE/MC 180 N, respectivamente (AMADO et al., 2006; VELOSO et al., 2018), proporcionando maior ciclagem de S (**Figura 6**). A diferença no aporte de biomassa de parte aérea aliado à diferença na composição química das espécies, com maior concentração de S nos resíduos de leguminosas (2,3 g kg⁻¹ para ervilhaca comum e caupi comparativamente a 1,3 g kg⁻¹ para aveia preta - Koefender et al. (2016), Batista De Moraes et al. (2020)), resultou no aumento da ciclagem de S nos sistemas com leguminosas. Esses resultados corroboram com os observados por Eriksen; Thorup-Kristensen; Askegaard (2004) e Xavier et al. (2017). A menor ciclagem de S pelo milho nos sistemas sem N, em média 5 kg ha⁻¹ comparativamente aos 8 kg ha⁻¹ ciclados nos sistemas com N, se deve a menor absorção de S na ausência de N, visto que o N é fundamental para incrementar a produção de biomassa, a absorção e a concentração de S na gramínea (CIAMPITTI; VYN, 2012; CARCIOCHI et al., 2020). A diferença no acúmulo de S pelos sistemas de sucessão de culturas (de 10 kg ha⁻¹ no sistema A/M-0 para 21 kg ha⁻¹ no sistema AE/MC-0) mostra a importância das leguminosas de cobertura, especialmente da ervilhaca, como prática sustentável para reduzir a perda de S para camadas mais profundas do solo, especialmente no período de entressafra da cultura de verão (ERIKSEN; THORUP-KRISTENSEN, 2002; CARCIOCHI et al., 2021), período em que ocorre o maior

volume de precipitação em clima subtropical (**Figura 3**).

7.2 Efeito dos preparos de solo e sistemas de sucessão de culturas na disponibilidade de S

A deposição e a manutenção dos resíduos vegetais na camada superficial devido ao baixo revolvimento no PD ao longo desses 34 anos, favoreceram o acúmulo de MOS primeiramente na superfície do solo (BAYER et al., 2000; CONCEIÇÃO; DIECKOW; BAYER, 2013; VELOSO et al., 2018), refletindo em maior disponibilidade de S na camada de 0–5 cm em todos os sistemas de sucessão de culturas comparativamente aos mesmos sistemas sob PC (**Figura 8c-e, Figura 11a**). Nessa mesma área experimental, o PD apresentou maior proporção de macroagregados ($\geq 0,25$ mm de diâmetro) na superfície (0–5 cm) comparado ao PC (VELOSO; CECAGNO; BAYER, 2019). Segundo Yang et al. (2007), os macroagregados (> 1 mm) podem ser um reservatório de S prontamente disponível para as plantas devido à maior concentração de S na forma de éster, forma de S orgânico mais suscetível à conversão em sulfato via mineralização bioquímica (MCGILL; COLE, 1981). Nesse sentido, o S oriundo da deposição atmosférica ou dos resíduos vegetais depositados na superfície do solo pode estar disponível ou ser incorporado junto com o C na MOS durante a formação dos agregados sob PD, aumentando o reservatório orgânico de S e a disponibilidade do nutriente para as plantas no longo prazo (YANG et al., 2007; KUMAR et al., 2022). Por outro lado, a menor disponibilidade de S na superfície do PC (0–5 cm) (**Figura 8c-e, Figura 10**) se deve à redução da reserva de S através da mineralização da MOS e pela diluição do nutriente no perfil ocasionada pelo intenso revolvimento do solo, reduzindo a capacidade de suprimento de S para a solução do solo no longo prazo (BAYER et al., 2000; KUMAR et al., 2022).

Apesar do efeito do preparo de solo se manifestar somente na camada superficial, o uso de plantas de cobertura leguminosas de inverno (ervilhaca) e verão (caupi) por 34 anos, especialmente sob PD, resultaram em maior disponibilidade de S comparativamente ao uso da gramínea aveia preta (até 30 cm para PD-E/M e até 10 cm para PD-AE/MC e de 5–20 cm para PC-E/M) (**Figura 8a, b**). Esses resultados se devem principalmente a maior ciclagem de S na presença de leguminosas de cobertura, o que reduz a chance de perda

do elemento para as camadas de solo abaixo de 20 cm (**Figura 6**). Segundo Ercoli et al. (2012), o S disponível na solução do solo apresenta dois caminhos predominantes: pode ser absorvido pelas plantas ou lixiviado juntamente com a água da chuva. Isso pode ser observado entre os tratamentos, onde o menor saldo positivo de S nos tratamentos com leguminosas de cobertura, independente do preparo de solo, proporcionou os maiores teores de S disponível nas camadas 0–20 cm e 0–40 cm (**Figura 12a, b**). Devido à alta mobilidade do S nesse tipo de solo (ECKERT et al., 2022), a maior absorção de S nesses sistemas com leguminosas de cobertura (**Figura 6**), reduziu a perda do elemento por lixiviação (ERIKSEN; THORUP-KRISTENSEN, 2002; CARCIOCHI et al., 2021). Associado a isso, o retorno do S via resíduos culturais e a manutenção desse material na camada superficial através do PD proporcionou maior disponibilidade do nutriente, especialmente na camada superficial (0–20 cm) (**Figura 12d**). Além disso, a relação positiva entre o COS e o S disponível até 20 cm de profundidade, com melhor relação na camada de 0–5 cm, onde os maiores valores foram obtidos na combinação do PD com as plantas de cobertura leguminosas (**Figura 11a-c**), sugere que o aumento do reservatório de S disponível no solo está ocorrendo preferencialmente em formas orgânicas (CRESPO et al., 2021b; KUMAR et al., 2022).

O menor teor de COS nos tratamentos sob PC, aliado à alta relação C:S dos resíduos de milho (991:1) (BLUM et al., 2013), possivelmente favoreceu a imobilização do S disponível pelos microrganismos para decomposição dos resíduos da gramínea na superfície, não havendo diferença entre os sistemas de sucessão de culturas nos primeiros 5 cm de solo (**Figura 8a**). A relação positiva entre o saldo de S no solo e a disponibilidade do elemento na camada 20–40 cm (**Figura 12c**), mostra que, ao acelerar a transformação do S orgânico para sulfato na camada superficial através do revolvimento do solo associado à menor demanda do elemento pelas plantas, favorece a movimentação do S para camadas mais profundas do solo (ERCOLI et al., 2012; TIECHER et al., 2019). Isso é observado especialmente no sistema de sucessão de cultura A/M sob PC, onde houve um aumento de 70% no teor de S em profundidade (camada de 30–40 cm) comparado com a camada superficial (0–5 cm) (**Figura 8a**). Além disso, o alto teor de S disponível e o baixo teor de COS em subsuperfície (30–40 cm) nesse sistema de sucessão de cultura (**Figura 11e**), corrobora que o excedente

do nutriente possivelmente se movimentava para as camadas abaixo da zona de absorção das raízes, evidenciado pela menor exportação de S nos grãos do milho (**Figura 7**).

7.3 Efeito dos sistemas de sucessão de culturas e fertilização nitrogenada na disponibilidade de S no solo

Ao contrário da hipótese deste trabalho, a fertilização nitrogenada não aumentou o teor de S disponível no solo em nenhum sistema de sucessão de cultura (**Figura 9c-e**), apesar de maximizar a entrada de C (VELOSO et al., 2018) e a ciclagem de S pelas culturas (**Figura 6**). Além disso, a fertilização nitrogenada ampliou a exportação de S via grãos, aproximadamente duas vezes nos sistemas com leguminosas de cobertura e três vezes para aveia/milho (**Figura 7**). No entanto, a entrada total de S ($\sim 15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) via adubo formulado (NPK) e deposição atmosférica pela água da chuva, foi suficiente para suprir a demanda das plantas, visto que foi maior que a exportação de S nos grãos de milho em todos os tratamentos. Essa entrada anual de S em todos os sistemas de cultivos seria suficiente para atender a uma produtividade de, aproximadamente, $16,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ de grãos de milho. Contudo, ao longo dos 34 anos de condução experimental, o rendimento médio de milho variou de 2,4 a $7,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na média dos dois preparos de solo (PC e PD) para os sistemas A/M 0 N e AE/MC 180 N, respectivamente.

O N é o principal fator limitante que controla o crescimento do milho e a absorção de S, devido principalmente a maior exigência de N ($14\text{--}23 \text{ kg Mg}^{-1}$ de N) do que S ($1,5\text{--}2,0 \text{ kg Mg}^{-1}$ de S) para produzir uma tonelada de grãos (BENDER et al., 2013; CARCIOCHI et al., 2020). Esse efeito foi observado em gramíneas, onde a presença de S via fertilização não incrementou a absorção de S ou a produtividade das plantas quando houve limitação de N (SCHMIDT et al., 2012; CARCIOCHI et al., 2020). Os resultados deste estudo mostram que apesar da entrada de S na semeadura do milho ($\sim 12 \text{ kg ha}^{-1}$), a ausência de N no sistema aveia/milho proporcionou menor ciclagem ($10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e, principalmente, exportação de S pelo milho (cerca de $2,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), havendo baixo aproveitamento do S disponível no solo (**Figura 6 e 7**). Esse maior saldo positivo de S comparativamente aos sistemas com leguminosas de cobertura não favoreceu a maior disponibilidade do nutriente na camada até 20 cm, mas

potencializou a descida do S excedente em profundidade (**Figura 9a, c**). Por outro lado, para o período de 30 anos nesse mesmo experimento, as leguminosas ervilhaca e ervilhaca + caupi adicionaram cerca de 82 e 115 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente (VELOSO et al., 2018), incrementando a produtividade de grãos (LOVATO et al., 2004; AMADO et al., 2006) e dobrando a exportação de S pelo milho comparativamente ao sistema aveia/milho sem fertilização nitrogenada (**Figura 7**). Mesmo com saldo positivo de S inferior ao sistema A/M, a maior disponibilidade de S na camada superficial (0–10 cm) nos tratamentos com plantas de cobertura leguminosas se deve à maior capacidade de aproveitar o S adicionado ao solo via água da chuva ou fertilização, evitando a perda do elemento em profundidade (ERIKSEN; THORUP-KRISTENSEN; ASKEGAARD, 2004).

Comparando os três sistemas de sucessão de culturas que receberam fertilização nitrogenada, o sistema puramente de gramíneas novamente apresentou menor disponibilidade de S até 20 cm (**Figura 9b**). Embora o saldo positivo de S para os três sistemas foi similar (~9 kg ha⁻¹ ano⁻¹), na presença de leguminosas de cobertura a utilização do S do solo é potencializado em virtude da maior demanda de S por essas espécies e maximizado com adubação nitrogenada no milho (CARCIOCHI et al., 2020). Isso confere aos sistemas com leguminosas de cobertura maior capacidade tampão de suprimento de S à medida que ocorre absorção do elemento da solução do solo, provavelmente devido à maior reserva de S orgânico no solo (ALVAREZ et al., 2007).

Além disso, a maior disponibilidade de S nos tratamentos com leguminosas, geralmente maior no sistema ervilhaca/milho comparativamente ao sistema aveia/milho, pode estar relacionado com a relação C:S dos resíduos em decomposição e da MOS (**Figura 8 e 9**). A relação C:S possui estreita relação com o balanço entre mineralização / imobilização do nutriente (ERIKSEN; THORUP-KRISTENSEN, 2002). A relação C:S da MOS geralmente está em torno de 100:1 (TIPPING; SOMERVILLE; LUSTER, 2016) e nos resíduos vegetais para diversas espécies de leguminosas <200:1 (197:1 para ervilhaca comum e entre 152:1 e 176:1 para ervilhaca peluda) (COUËDEL et al., 2018; HANSEN et al., 2021, CARCIOCHI et al., 2021), enquanto para gramínea como a aveia preta essa relação está entre 257:1 a 418:1 (CARCIOCHI et al., 2021).

Assim, a menor relação C:S dos resíduos de ervilhaca pode facilitar a mineralização e liberação de S no solo (ERIKSEN, 2009; HANSEN et al., 2021), similar a um efeito de *priming* observado para N (KUZYAKOV; FRIEDEL; STAHR, 2000), representando uma importante espécie para disponibilizar S no solo. Esse benefício da leguminosa foi observado por Carciochi et al. (2021), que encontraram correlação negativa entre a relação C:S dos resíduos vegetais e o conteúdo de S no solo, e incremento no teor de $S-SO_4^{2-}$ no solo após o cultivo de ervilhaca peluda. Os resíduos vegetais oriundos do consórcio aveia + ervilhaca podem apresentar relação C:S intermediária, retardando a mineralização ou imobilizando o S no solo, resultando em teor similar do nutriente entre os sistemas AE/MC e A/M, apesar da maior ciclagem de S e acúmulo de MOS nesse sistema mais diversificado (AE/MC) (**Figura 6 e 11**).

7.4 Capacidade do solo em disponibilizar S para as plantas

Solos arenosos originados de substrato granito, como o do presente estudo, apresentam naturalmente baixa capacidade de suprimento de S, especialmente na camada superficial, devido aos baixos teores de MOS, argila e óxidos de Fe e Al para adsorção do S (COSTA, 1980; BISSANI, 1986). Na implantação deste experimento (ano de 1985), o solo apresentava baixo teor de MOS ocasionado pela degradação dos cultivos antecessores (BAYER et al., 2000), refletindo em menor capacidade de suprimento de S. Durante os 34 anos de experimento, a entrada de S ocorreu via fertilizante formulado ($\sim 12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de S) e via água das chuvas. A estimativa de entrada de S via água da chuva durante os anos de 2021 e 2022 foi de $3,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (**Figura 5**), mas é possível que a quantidade de S atmosférico depositado no passado tenha sido superior devido às maiores emissões de poluentes atmosféricos nos anos anteriores (LEHMAN et al., 2008; VIEIRA-FILHO et al., 2015).

Nosso trabalho enfatiza a importância do plantio direto associado a diversificação de espécies, especialmente plantas de cobertura leguminosas, para a manutenção do teor adequado de S no solo acima do nível crítico ($7,5 \text{ mg dm}^{-3}$) (**Figura 13**). Durante os 34 anos, a entrada de S no sistema foi superior à saída via exportação nos grãos, suprimindo a demanda da cultura e provavelmente sem manifestar limitação no rendimento ou deficiência do nutriente. Contudo,

nos sistemas menos diversificados (aveia/milho), não houve incremento do teor do nutriente na camada superficial do solo (0–20 cm) devido às perdas por lixiviação, indicando necessidade de fertilização com S (**Figura 13**).

As plantas de cobertura leguminosas foram as controladoras da ciclagem de S nos sistemas de sucessão de culturas, aumentando a disponibilidade de S através da constante exploração do S presente no solo. A maior absorção de S pelas leguminosas de cobertura e o retorno do nutriente via resíduos vegetais, provavelmente aumentando a reserva de S disponível em formas orgânicas e a maior exportação de S via grãos, minimizaram as perdas de S por lixiviação e potencializam a capacidade tampão de suprimento do nutriente no solo. Adicionalmente, a adubação nitrogenada no milho aumentou a ciclagem de S no sistema apenas com gramíneas, enfatizando a dependência do N mineral para intensificar o aproveitamento do S disponível no solo nos sistemas com ausência de plantas de cobertura leguminosas. Como observado nesse experimento, o desafio de um sistema de produção em solo arenoso é a capacidade de manter o S na camada superficial do solo, ou seja, não basta haver entrada de S no sistema, é necessário a presença de plantas que demandem e absorvam esse nutriente evitando a perda por lixiviação.

8 PERSPECTIVAS FUTURAS

Estudos futuros devem ser realizados até camadas de solo mais profundas para identificar se o S está se acumulando abaixo de 40 cm. A relação negativa entre o teor de COS e o S disponível na camada de 40 cm (**Figura 11e**) indica que pode estar havendo mobilidade do elemento ao longo do perfil de solo e se acumulando em subsuperfície (ECKERT et al., 2022). Além disso, em área adjacente ao presente experimento, o incremento do teor de argila no perfil de solo ocorre aproximadamente nos 50 cm de profundidade, onde provavelmente inicia o horizonte B textural desse solo (DIECKOW et al., 2005). O maior teor de argila e óxidos associado com o menor pH do solo abaixo de 50 cm pode resultar em acúmulo de sulfato que não foi contabilizado no presente estudo.

Apesar do S atmosférico ser uma fonte importante de S para os cultivos agrícolas, ainda há carência dessas informações para o Rio Grande do Sul e Brasil. Por isso, avaliações considerando períodos maiores de monitoramento devem ser realizadas, gerando maior confiabilidade para utilização do valor de S atmosférico depositado anualmente, visto que a quantidade do nutriente depositada é variável entre locais e ao longo dos anos.

9 CONCLUSÕES

O cultivo de leguminosas de cobertura resulta em maior teor de S disponível no solo, principalmente sob plantio direto. Esse efeito é mais expressivo nas camadas superficiais do solo e é relacionado ao papel dessas espécies na ciclagem de S e deposição dos resíduos em superfície. Apesar da adubação nitrogenada na cultura do milho amplificar a ciclagem de S, a maior exportação do nutriente pela maior produtividade de grãos anula esse benefício.

A entrada de enxofre no solo via fertilizantes ($12,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e o depositado pela água da chuva ($3,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) foi suficiente para atender a exportação do S nos grãos de milho em todos os sistemas. Contudo, somente nos sistemas mais intensivos e diversificados foi possível manter a disponibilidade de S na camada superficial (0–20 cm) acima do nível crítico, devido à menor perda do nutriente em profundidade.

Em solos arenosos, como o do presente estudo, é possível manter níveis adequados de S disponível desde que haja adoção do plantio direto aliado a diversificação de espécies através das leguminosas de cobertura, buscando melhorar o aproveitamento do S disponível no solo, evitando que o nutriente seja perdido para camadas de solo mais profundas.

10 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A manutenção da disponibilidade de S acima do nível crítico para solos arenosos, especialmente na camada 0–20 cm, é dependente da integração de práticas conservacionistas que visam a constante absorção/utilização do S pelas plantas e o favorecimento do provável acúmulo de S em formas orgânicas. A presença de S em adubos formulados, que muitas vezes é negligenciada nas recomendações de fertilização, e até mesmo, a deposição atmosférica de S que, apesar de ser fracionada nos eventos de precipitação, são entradas de S no solo que podem suprir a demanda dos cultivos agrícolas. Nesse sentido, o preparo convencional do solo e a presença exclusivamente de plantas gramíneas não são eficientes para aproveitar e promover a disponibilidade de S no solo. Isso pode passar uma falsa interpretação de que é necessária a fertilização com S para o aumento do teor disponível de S. No entanto, o que existe é uma baixa eficiência de uso desse nutriente, favorecendo a perda do S para camadas de solo não exploradas pelas raízes.

Para melhorar o entendimento da distribuição vertical do S disponível em solos arenosos, as avaliações devem considerar camadas de solo abaixo de 40 cm, devido à mobilidade do elemento no solo. Além disso, o S disponível pode variar constantemente em função da absorção das culturas, imobilização pela microbiota do solo, lixiviação e contribuição do S atmosférico. Portanto, estudos futuros poderiam avaliar a evolução do S disponível ao longo do tempo para subsidiar um melhor entendimento da dinâmica do elemento nos diferentes sistemas de cultivos.

11 REFERÊNCIAS

- AAS, W. *et al.* Global and regional trends of atmospheric sulfur. **Scientific Reports**, London, v. 9, [art.] 953, 2019. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-018-37304-0>. Acesso em: 8 fev. 2022.
- ADETUNJI, A. T. *et al.* Management impact and benefit of cover crops on soil quality: A review. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 204, [art.] 104717, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104717>. Acesso em: 15 abr. 2022.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil?af=crossref. Acesso em: 15 jun. 2021.
- ALVAREZ, R.; STEINBACH, H. S.; DE PAEPE, J. L. Cover crop effects on soils and subsequent crops in the pampas: A meta-analysis. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 170, p. 53–65, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.005>. Acesso em: 19 jun. 2021.
- ALVAREZ, V. H. *et al.* Enxofre. In: NOVAES, R. F. (ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. p. 595–644.
- ALVES, M. E.; LAVORENTI, A. Sulfate adsorption and its relationships with properties of representative soils of the São Paulo State, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 118, n. 1–2, p. 89–99, 2004. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706103001861>. Acesso em: 19 jun. 2021.
- AMADO, T. J. C. *et al.* Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in Southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, n. 4, p. 1599–1607, 2006. Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2134/jeq2005.0233>. Acesso em: 18 jan. 2022.
- AULA, L. *et al.* World sulfur use efficiency for cereal crops. **Agronomy Journal**, Madison, v. 111, n. 5, p. 2485–2492, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/agronj2019.02.0095>. Acesso em: 28 ago. 2021.
- BANG *et al.* The molecular–physiological functions of mineral macronutrients and their consequences for deficiency symptoms in plants. **The New Phytologist**, Lancaster, v. 229, p. 2446–2469, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/nph.17074>. Acesso em: 1 dez. 2022.
- BATISTA DE MORAIS, D. *et al.* Maize intercropping systems improve nutrient for the cowpea crop in sandy soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 51, n. 4, p. 491–502, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1718688>. Acesso em: 28 ago. 2022.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 1, p. 105-112, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000300023>. Acesso em: 9 jan. 2022.

BAYER, C. *et al.* Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 54, n. 1–2, p. 101–109, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00090-8](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00090-8). Acesso em:

BECANA, M. I.; WIENKOOP, S.; MATAMOROS, M. A. Sulfur transport and metabolism in legume root nodules. **Frontiers in Plant Science**, Beijing, v. 9, [art.] 1434, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01434>. Acesso em: 15 jul. 2021.

BENDER, R. R. *et al.* Nutrient uptake, partitioning, and remobilization in modern, transgenic insect-protected maize hybrids. **Agronomy Journal**, Madison, v. 105, n. 1, p. 161–170, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/agronj2012.0352>. Acesso em: 2 fev. 2022.

BISSANI, C. A. **Disponibilidade de enxofre para as plantas em solos do Rio Grande do Sul**. 1986. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1986.

BISSANI, C.A.; TEDESCO, M.J. O enxofre no solo. *In*: SIMPÓSIO ENXOFRE E MICRONUTRIENTES NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 1988, Londrina. **Anais [...]**. Londrina: EMBRAPA–CNPSO/IAPAR/SBCS, 1988. p. 11-29.

BISSANI, C. A. *et al.* **Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas**. Porto Alegre: Genesis, 2008.

BLUM, S. C. *et al.* Sulfur forms in organic substrates affecting S mineralization in soil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 200–201, p. 156–164, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.02.003>. Acesso em: 24 mar. 2022.

BOHN, H. L. *et al.* Reactions of inorganic sulfur in soils. *In*: TABATABAI, M. A. (ed.). **Sulfur in Agriculture**. Madison: ASA: CSSA: SSSA, 1986. cap. 7, p. 233–249. (Agronomy Monographs, n. 27).

CARCIOCHI, W. D. *et al.* Diagnosis of sulfur availability for corn based on soil analysis. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 52, p. 917–926, 2016. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00374-016-1130-8>. Acesso em: 14 mar. 2022.

CARCIOCHI, W. D. *et al.* Nitrogen and sulfur interaction on nutrient use efficiencies and diagnostic tools in maize. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 116, [art.] 126045, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126045>. Acesso em: 14 mar. 2022.

CARCIOCHI, W. D. *et al.* Nitrogen and sulfur recycling and diagnostic in cover crop-maize systems. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, Chillán, v. 21, n. 1, p. 801–812, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s42729-020-00402-y>. Acesso em: 7 set. 2021.

CHANG, C. *et al.* Changes of precipitation acidity related to sulfur and nitrogen deposition in forests across three continents in north hemisphere over last two decades. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 806, [art.] 150552, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150552>. Acesso em: 01 nov. 2022.

CIAMPITTI, I. A.; VYN, T. J. Physiological perspectives of changes over time in maize yield dependency on nitrogen uptake and associated nitrogen efficiencies: A review. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 133, p. 48–67, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.03.008>. Acesso em: 01 nov. 2022.

CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 129, p. 40–47, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.01.006>. Acesso em: 18 abr. 2022.

COSTA, C. A. S. **Mineralização de enxofre orgânico e absorção de sulfato em solos**. 1980. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1980.

COUËDEL, A.; ALLETTO, L.; JUSTES, É. Crucifer-legume cover crop mixtures provide effective sulphate catch crop and sulphur green manure services. **Plant and Soil**, The Hague, v. 426, n. 1–2, p. 61–76, 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-018-3615-8>. Acesso em: 10 ago. 2021.

COURBET, G. *et al.* Disentangling the complexity and diversity of crosstalk between sulfur and other mineral nutrients in cultivated plants. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 70, n. 16, p. 4183–4196, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jxb/erz214>. Acesso em: 25 jul. 2021.

CQFS-RS/SC – COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 11. ed. [S. l.]: Núcleo Regional Sul da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2016. 376 p.

CRESPO, C. *et al.* Effect of the intensification of cropping sequences on soil organic carbon and its stratification ratio in contrasting environments. **Catena**, Cremlingen, v. 200, [art.] 105145, 2021a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105145>. Acesso em: 7 nov. 2021.

- CRESPO, C. *et al.* Improving soil organic nitrogen and sulfur pools by cover cropping and crop fertilization in soybean-based cropping systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 213, [art.] 105138, 2021b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105138>. Acesso em: 7 nov. 2022.
- DAVIDIAN, J. C.; KOPRIVA, S. Regulation of sulfate uptake and assimilation - The same or not the same? **Molecular Plant**, Shanghai, v. 3, n. 2, p. 314–325, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/mp/ssq001>. Acesso em: 17 jul. 2021.
- DIEKOW, J. *et al.* Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 81, n. 1, p. 87–95, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.05.003>. Acesso em: 28 nov. 2022.
- DUARTE, A. P. *et al.* Reference values of grain nutrient content and removal for corn. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 43, p. 1–12, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/18069657rbcS20180102>. Acesso em: 3 jun. 2021.
- ECKERT, D. J. *et al.* Single superphosphate replacing agricultural gypsum: short-term effect on grain yield and soil chemical properties in subtropical soils under no-tillage. **Archives of Agronomy and Soil Science**, Berlin, 2022. (first on-line) Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03650340.2022.2129618>. Acesso em: 7 out. 2022.
- ERCOLI, L. *et al.* Durum wheat grain yield and quality as affected by S rate under Mediterranean conditions. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 35, n. 2, p. 63–70, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.03.007>. Acesso em: 10 nov. 2022.
- ERIKSEN, J. Soil sulfur cycling in temperate agricultural systems. In: SPARKS, D. (ed.). **Advances in Agronomy**. San Diego: Academic Press, 2009. v. 102, cap.2, p. 55–89.
- ERIKSEN, J. Sulphur cycling in Danish agricultural soils: Turnover in organic S fractions. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 29, n. 9–10, p. 1371–1377, 1997. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00056-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00056-4). Acesso em: 28 out. 2021.
- ERIKSEN, J.; THORUP-KRISTENSEN, K. The effect of catch crops on sulphate leaching and availability of S in the succeeding crop on sandy loam soil in Denmark. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 90, n. 3, p. 247–254, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00214-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00214-6). Acesso em: 3 abr. 2022.

ERIKSEN, J.; THORUP-KRISTENSEN, K.; ASKEGAARD, M. Plant availability of catch crop sulfur following spring incorporation. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 167, n. 5, p. 609–615, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jpln.200420415>. Acesso em: 7 nov. 2021.

FILIPPI, D. *et al.* Concentration and removal of macronutrients by soybean seeds over 45 years in Brazil: a meta-analysis. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 45, e0200186, 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.36783/18069657rbcS20200186>. Acesso em: 5 nov. 2021.

FOX, R. L.; OLSON, R. A.; RHOADES, H. F. Evaluating the sulfur status of soils by plant and soil tests. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 28, n. 2, p. 243–246, 1964. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1964.03615995002800020034x>. Acesso em: 3 abr. 2021.

FU, J. S. *et al.* Improving estimates of sulfur, nitrogen, and ozone total deposition through Multi-Model and Measurement-Model Fusion Approaches. **Environmental Science Technology**, [Easton], v. 56, p.2134-2142, 2022. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.1c05929>. Acesso em: 01 dez. 2022.

GUEDES, R. M. M. **Enxofre e nitrogênio na água da chuva e enxofre atmosférico na região metropolitana de Porto Alegre (RS), Brasil**. 1985. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1985.

HANSEN, V. *et al.* Towards integrated cover crop management: N, P and S release from aboveground and belowground residues. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 313, [art.107392], 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107392>. Acesso em: 15 abr. 2022.

KERTESZ, M. A.; MIRLEAU, P. The role of soil microbes in plant sulphur nutrition. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 55, n. 404, p. 1939–1945, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jxb/erh176>. Acesso em: 19 jun. 2021.

KETTERINGS, Q. *et al.* A comparison of soil sulfur extraction methods. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 75, n. 4, p. 1578–1583, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0407>. Acesso em: 19 jun. 2021.

KOEFENDER, J. *et al.* Biomass and nutrient cycling by winter cover crops. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 63, n. 6, p. 816–821, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0034-737X201663060010>. Acesso em: 05 fev. 2022.

- KUMAR, U. *et al.* Long-term conservation agriculture increases sulfur pools in soils together with increased soil organic carbon compared to conventional practices. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 223, [art.] 105474, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105474>. Acesso em: 7 out. 2022.
- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 32, n. 11–12, p. 1485–1498, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00084-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00084-5). Acesso em: 7 out. 2022.
- LEHMANN, J. *et al.* Atmospheric SO₂ emissions since the late 1800s change organic sulfur forms in humic substance extracts of soils. **Environmental Science and Technology**, [Easton], v. 42, n. 10, p. 3550–3555, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es702315g>. Acesso em: 19 out. 2021.
- LOVATO, T. *et al.* Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 1, p. 175-187, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000100017>. Acesso em: 15 jan. 2022.
- LUCHETA, A. R.; LAMBAIS, M. R. Sulfur in agriculture. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 1369–1379, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500001>. Acesso em: 15 set. 2021.
- MCGILL, W. B.; COLE, C. V. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. **Geoderma**, Amsterdam, v. 26, n. 4, p. 267–286, 1981. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(81\)90024-0](https://doi.org/10.1016/0016-7061(81)90024-0). Acesso em: 15 set. 2021.
- OSÓRIO FILHO, B. *et al.* Deposição do enxofre atmosférico no solo pelas precipitações pluviais e respostas de culturas à adubação sulfatada em sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 3, p. 712–719, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0034-737X2013000300016>. Acesso em: 15 nov. 2022.
- PIAS, O. H. C. *et al.* Crop yield responses to sulfur fertilization in brazilian no-till soils: A systematic review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 43, p. 1–21, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/18069657rbcS20180078>. Acesso em: 8 mar. 2022.
- PIAS, O. H. C. **Manejo da acidez do solo e adubação sulfatada no sistema plantio direto**. 2020. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2020.
- POEPLAU, C.; DON, A. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 200, p. 33–41, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>. Acesso em: 15 jan. 2022.

REDIN, M. *et al.* Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their chemical composition and botanical family. **Plant and Soil**, The Hague, v. 378, p. 205–214, 2014. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-013-2021-5>. Acesso em: 19 jun. 2022.

RHEINHEIMER, D. S. *et al.* **Situação da fertilidade dos solos no Estado do Rio Grande do Sul**. Santa Maria: UFSM, 2000. 41 p. (Boletim técnico, n. 2).

SALVAGIOTTI, F. *et al.* N:P:S stoichiometry in grains and physiological attributes associated with grain yield in maize as affected by phosphorus and sulfur nutrition. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 203, p. 128–138, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.12.019>. Acesso em: 19 jun. 2022.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SCHERER, H. W. Sulfur in soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 172, n. 3, p. 326–335, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jpln.200900037>. Acesso em: 17 jun. 2022.

SCHMIDT, F. *et al.* Soil sulfur fractions dynamics and distribution in a tropical grass pasture amended with nitrogen and sulfur fertilizers. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 175, n. 1, p. 60–67, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jpln.201100097>. Acesso em: 19 mar. 2021.

SOUZA, E. D. *et al.* Soil quality indicators in a Rhodic Paleudult under long term tillage systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 139, p. 28–36, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.02.001>. Acesso em: 20 out. 2021.

SUTAR, R. K. *et al.* Sulphur nutrition in maize - A Critical Review. **International Journal of Pure and Applied Bioscience**, Kota, v. 5, n. 6, p. 1582–1596, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.18782/2320-7051.6092>. Acesso em: 7 nov. 2022.

TABATABAI, A. M. Chemistry of sulfur in soils. *In*: TABATABAI, M. A.; SPARKS D. L. (ed.). **Chemical Processes in Soils**. Madison: SSSA, 2005. v.8, Cap. 3 p. 193–226. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssabookser8.c3>. Acesso em: 18 jul. 2021.

TIECHER, T. *et al.* Dynamics of sulfate and basic cations in soil solution as affected by gypsum fertilization in an Ultisol of Southern Brazil Dynamics of sulfate and basic cations in soil solution as affected. **Archives of Agronomy and Soil Science**, Berlin, v. 65, n. 14, p. 1998–2012, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1587748>. Acesso em: 27 jun. 2021.

TIECHER, T. *et al.* Respostas de culturas à adubação sulfatada e deposição de enxofre atmosférico. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 60, n. 3, p. 420–427, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0034-737X2013000300016>. Acesso em: 18 jul. 2021.

TIPPING, E.; SOMERVILLE, C. J.; LUSTER, J. The C:N:P:S stoichiometry of soil organic matter. **Biogeochemistry**, Amsterdam, v. 130, p. 117–131, 2016. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10533-016-0247-z>. Acesso em: 4 dez. 2021.

VELOSO, M G. *et al.* High carbon storage in a previously degraded subtropical soil under no-tillage with legume cover crops. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 268, p. 15–23, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.024>. Acesso em: 03 abr. 2021.

VELOSO, M. G.; CECAGNO, D.; BAYER, C. Legume cover crops under no-tillage favor organomineral association in microaggregates and soil C accumulation. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 190, p. 139–146, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.03.003>. Acesso em: 03 abr. 2021.

VIEIRA-FILHO, M. S.; LEHMANN, C.; FORNARO, A. Influence of local sources and topography on air quality and rainwater composition in Cubatão and São Paulo, Brazil. **Atmospheric Environment**, Madison, v. 101, n. 1, p. 200–208, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.11.025>. Acesso em: 12 nov. 2022.

VITTI, G. C. *et al.* Enxofre. In: FERNANDES, M. S.; SOUZA, S. R.; SANTOS, L. A. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. 2. ed. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Estadual Paraná, 2018. p. 337–400.

XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, J. I. A.; SILVA, M. R. Decomposition and nutrient release dynamics of shoot phytomass of cover crops in the Recôncavo Baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 41, [art.] e0160103, p. 160103, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160103>. Acesso em: 22 nov. 2022.

YANG, Z. *et al.* Aggregate associated sulfur fractions in long-term (> 80 Years). **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 71, n. 1, p. 163–170, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0242>. Acesso em: 3 abr. 2022.