



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Departamento de Botânica

Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal



Samuel Lourenço de Lima Silva

**REABILITAÇÃO DE TRILHAS ERODIDAS EM AFLORAMENTO ROCHOSO
SOBRE QUARTZITO EM CAMPO RUPESTRE (SERRA DA CALÇADA /MG).**

Belo Horizonte

2024

Samuel Lourenço de Lima Silva

**REABILITAÇÃO DE TRILHAS ERODIDAS EM AFLORAMENTO ROCHOSO
SOBRE QUARTZITO EM CAMPO RUPESTRE (SERRA DA CALÇADA /MG).**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Área de Concentração Fisiologia Vegetal e Ecologia

Orientador: Profa. Dra. Maria Rita Scotti Muzzi

Belo Horizonte

2024

043

Silva, Samuel Lourenço de Lima.

Reabilitação de trilhas erodidas em afloramento rochoso sobre quartzito em campo rupestre (Serra da Calçada /MG) [manuscrito] / Samuel Lourenço de Lima Silva. – 2024.

55 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Profa. Dra. Maria Rita Scotti Muzz.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal.

1. Desenvolvimento Vegetal. 2. Nascentes Naturais. 3. Biodiversidade. 4. Vegetação rupestre. 5. Recuperação do solo. 6. Micorriza. I. Muzz, Maria Rita Scotti. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. III. Título.

CDU: 581



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

DEFESA DE DISSERTAÇÃO

SAMUEL LOURENÇO DE LIMA SILVA

DATA DA DEFESA: 30/05/2024 - NÚMERO DE MATRÍCULA: 2021704330

"REABILITAÇÃO DE TRILHAS ERODIDAS EM AFLORAMENTO ROCHOSO SOBRE
QUARTZITO EM CAMPO RUPESTRE (SERRA DA CALÇADA /MG)"

Comissão Examinadora

Dra. Maria Rita Scotti Muzzi (UFMG)

Dra. Reisila Miglorini Mendes (UEMG)

Dr. Cleber Cunha Figueredo (UFMG)

Belo Horizonte, 30 de maio de 2024.

Assinatura dos membros da banca examinadora

Assinatura da coordenação



Documento assinado eletronicamente por **Reisila Simone Miglorini Mendes**, Usuário Externo, em 27/05/2024, às 19:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020.



Documento assinado eletronicamente por **Maria Rita Scotti Muzzi Marques Leitao**, Professora do Magistério Superior, em 03/06/2024, às 15:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020.



Documento assinado eletronicamente por **Cleber Cunha Figueredo**, Professor do Magistério Superior, em 19/06/2024, às 20:20, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020.



Documento assinado eletronicamente por **Juliane Karine Ishida**, Coordenador(a) de curso de pós-graduação, em 24/06/2024, às 11:09, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020.



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **3263769** e o código CRC **B0FB0176**.

Referência: Processo nº 23072.226385/2024-71

SEI nº 3263769

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por tudo que me proporcionou até aqui, e por me colocar nessa linda caminhada, ao meu pai Orlando Maria da Silva por sempre ter acreditado em mim, e por todo sacrifício que teve para cuidar de mim e dos meus irmãos. A minha querida mãe Sônia de Lima Silva, que foi a minha maior inspiração que me levou a seguir o caminho da Ciências Biológicas e posteriormente a recuperação de áreas degradadas, a sua enorme afinidade por plantas sem dúvidas nenhuma me trouxeram até aqui, então por isso sou eternamente grato a minha mãe.

A minha orientadora Maria Rita Scotti Muzzi, por ter me dado a oportunidade de participar de tantos projetos valorosos e por ter me ajudado a encontrar meu caminho, pois acredito que recuperar áreas degradadas seja minha missão de vida. Então, sou eternamente grato!

Aos meus irmãos Ana Luiza e João Paulo, por sempre me apoiarem, e admirarem a minha trajetória dentro da vida acadêmica, em especial minha irmã Ana por sempre me ajudar em tudo que precisei, sempre me apoiar e estar do meu lado.

A minha querida e amada companheira Talita Sílvia, por tanto me ajudar, pela força que me deu, pela ajuda em saídas de campo, no dia a dia de trabalho, nas dificuldades que encontrei nesse percurso.

Agradecer com grande gratidão ao meu amigo Euler Seabra, por ter sido um fiel escudeiro durante o mestrado, pela valorosa ajuda e pela grande contribuição para que esse trabalho aconteça, aos meus colegas de laboratório em especial ao Carlos Eduardo pelo apoio, aos colegas de trabalho que também me ajudaram muito.

A Capes pelo fomento à pesquisa.

“O bem que praticares em algum lugar, é o teu advogado em toda parte.”

(Chico Xavier)

"A gente não pode nunca se conformar com o que já existe. Sempre há possibilidade de melhorar"

(Johanna Döbereiner)

RESUMO

A prática de esportes radicais na Serra da Calçada provocou a degradação de várias trilhas, desencadeando um processo erosivo, com desorganização das drenagens das nascentes e perda do direcionamento das águas. A recuperação dos afloramentos rochosos, das drenagens, da fertilidade do solo e da biodiversidade vem sendo conduzida desde 2018. O plantio com espécies nativas, sem adubação, foi realizado em duas áreas experimentais, sendo que uma delas recebeu a inoculação de fungos micorrízicos arbusculares (AMF). Usando delineamento experimental de parcelas, foram estabelecidas 3 parcelas de 5 m² em cada área, com 3 amostragens por parcela. Os resultados de cada variável foram submetidos à análise estatística por meio da análise de variância (ANOVA) e comparados através de testes de comparações múltiplas entre tratamentos, utilizando o teste de Tukey. O estudo do estabelecimento das espécies plantadas, 4 anos após o plantio, foi realizado pelo método de ocupação das espécies. A família Poaceae foi dominante tanto na área preservada quanto na área em recuperação, sendo que os gêneros *Mesosetum* e *Paspalum* foram os representantes da família que dominaram todas as áreas de estudo. A inoculação micorrízica favoreceu a biodiversidade, medida pelo número de espécies presentes. A inoculação com AMF também contribuiu para o aumento da população micorrízica do solo, assim como para a ocupação das plantas, efeito explicado pelo grande incremento da fertilidade do solo. A fertilidade foi estimada pelo aumento dos nutrientes, especialmente fósforo, pelo incremento da matéria orgânica (MO), da CTC, da microporosidade, bem como pelo maior conteúdo e capacidade de retenção de água do solo. Similarmente à área preservada, observou-se aumento do conteúdo de nitrogênio amoniacal em todas as áreas recuperadas. Ressalta-se a dominância da família Poaceae, e a presença do elevado conteúdo de água sugere um papel ecossistêmico dessa família na condução das águas das nascentes.

Palavras-chaves: recuperação de nascentes; biodiversidade; campo rupestre; fungos micorrízicos; recuperação.

ABSTRACT

The practice of extreme sports in the Calçada mountain caused the degradation of several trails, resulting in an erosive process, disturbance to headwaters, drainage system and changes in the water courses. The rehabilitation of rocky outcrops and drainages was carried out followed by planting native species in two experimental areas inoculated or not with arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). Plant establishment was assessed using the species occupancy method 4 years after planting as compared to a preserved site. The *Poaceae* family was dominant in both the preserved and restored areas, being the *Mesosetum* and *Paspallum* genera the most representatives. Mycorrhizal inoculation favoured plant establishment, biodiversity and favoured the soil mycorrhizal population, largely explaining the increase in soil fertility. There was a significant increase in soil nutrients, especially phosphorus, Soil Organic Matter (SOM), Cation Exchange Capacity (CEC), N-ammonium, micro-porosity as well soil water content and soil water retention capacity, especially in inoculated site. The dominance of the *Poaceae* family and the presence of a high-water content in these sites are noteworthy, suggesting that this plant family plays an ecosystemic role in relation to the water conduction from the headwater in the campo rupestre areas.

Keywords: spring restoration; biodiversity; rupestrian grassland; mycorrhizal fungi; restoration

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Delimitação do Monumento Natural Serra da Calçada (MG), com destaque para a hidrografia local e áreas de afloramento.	13
Figura 2 – Área de estudo: campo rupestre preservado sobre quartzito na Serra da Calçada (MG).	14
Figura 3 – Biodiversidade registrada em campo rupestre sobre quartzito na Serra da Calçada (MG).	14
Figura 4 – Evolução do processo de recuperação ecológica nas trilhas da Serra da Calçada (MG).	17
Figura 5 – Mapas da serra da Calçada	22
Figura 6 - Localização das áreas de estudo. PS: Área preservada, DS: Área degradada; ESA: Área experimental A; ESB: Área Experimental B.	23
Figura 7- Metodologia utilizada no levantamento florístico. Destaque, em azul, para as parcelas onde foram posicionados os quadrantes de 1 m ² destinados à amostragem da vegetação herbácea-subarbustiva.	24
Figura 8- Análise da ocupação da vegetação pelo método do quadrado (Toledo & Schultze-Kraft, 1982).	25
Figura 9 - Esporos de <i>Rhizophagus irregularis</i>	26
Figura 10 - Distribuição das famílias nas áreas de estudo. (A) Área preservada; (B) ES-A; e (C) ES-B.	29
Figura 11 - Comparação entre tratamentos (PS, ES-A e ES-B) em relação aos índices de dominância (%) das famílias encontradas.	30
Figura 12 - Distribuição e ocupação (indivíduos/ m ²) das espécies na área preservada.	31

Figura 13 - A : <i>Paspalum pectinatum</i> nees ex trin, B: <i>Paspalum polyphyllum</i> Nees, C: <i>ferrugineum</i> (Trin.) Chase, D: <i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase.....	31
Figura 14 - Distribuição e ocupação (indivíduos/ 3m ²) das espécies na área (ES-A).	33
Figura 15 - A- <i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees, B: <i>Xyris</i> sp, C: <i>Paspalum pectinatum</i> , D : <i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.....	34
Figura 16 - Distribuição e ocupação (indivíduos/ 3m ²) das espécies na área (ES-B).	35
Figura 17 - A: <i>Mesosetum ferrugineum</i> (Trin.) Chase, B: <i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze, C: <i>Borreria capitata</i> (Ruiz & Pav.) DC. D: <i>Microlicia isophylla</i> DC.....	37
Figura 18 - Comparação da cobertura vegetal na área experimental (ES) antes (2017) e após (2021) os procedimentos de recuperação.	38
Figura 19 - Análise dos conteúdos de A: Matéria orgânica do solo (g/dm ³), B: capacidade de troca catiônica data em (mmol/dm ³) nos solos das áreas estudada.	40
Figura 20 - Níveis de NH ₃ (A) e NO ₃ (B) nas áreas Preservada (PS), Experimental ES-A e Experimental ES-B.....	41
Figura 21 - Porosidade do solo nas áreas de estudo: Area preservada (PS), Experimental A (ES-A) e Experimental B (ES-B).	44
Figura 22- A: Conteúdo de água do solo (potencial gravimétrico) B: capacidade de retenção de água do solo (potencial mátrico) nas áreas de estudo.	44
Figura 23 - Demonstra a evolução da cobertura vegetal na área de estudo em 2017 quando a recuperação teve início, e 2024 evidenciando o sucesso das técnicas de plantio.....	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Espécies comuns entre área experimental e preservada.....	37
Tabela 2 - Análise físico química do solo.	42
Tabela 3 - Estimativa da População micorrízica (Numero de esporos / g de solo) e produção de gomalina ($\mu\text{g/g}$ soil) nas áreas em estudo: Area preservada (PS), Experimental 1 (ES-A) e Experimental 2 (ES-B).	42

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AMF	Fungos micorrizicos arbusculares.
CEC	Capacidade de troca catiônica.
ES-A	Área Experimental 1.
ES-B	Área Experimental 2.
MO	Matéria orgânica húmica.
PS	Preservada.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	20
2.1 Objetivos Específicos	21
3 MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1 Area de estudo:.....	21
3.2 Desenho Experimental.....	23
3.3 Estudos Florísticos.....	24
3.4 Estudos da População de Fungos Micorrízicos: Contagem de Esporos e Conteúdo de Glomalina	25
3.5 Indicadores de Qualidade do Solo	26
3.6 Porosidade do Solo	27
3.7 Evolução da Paisagem	27
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
4.1 Estabelecimento da Vegetação	28
4.2 Recuperação da Fertilidade do solo.....	39
5 CONCLUSÕES	46
REFERÊNCIAS	47

1 INTRODUÇÃO

A Serra da Calçada é uma formação montanhosa localizada na interseção dos municípios de Brumadinho e Nova Lima, em Minas Gerais. Possui aproximadamente 10 km de extensão e 3.700 hectares de área, com altitudes variando entre 900 e 1.426 metros (BORGES, 2008). Trata-se de um campo rupestre sobre quartzito, situado nas coordenadas geográficas 20°06'09.8" S e 43°59'23.3" W, com diversos pontos de afloramento de água (Figura 1).

Esse maciço corresponde à porção norte da Serra da Moeda, e ambas integram o Sinclinal Moeda, inserido no contexto geológico do Quadrilátero Ferrífero. O Quadrilátero Ferrífero constitui um bloco de estruturas geológicas do Pré-Cambriano, limitado ao norte pela Serra do Curral, ao sul pela Serra do Ouro Branco, a oeste pelo Sinclinal Moeda e a leste pelo conjunto formado pela Serra do Caraça e pelo início da Serra do Espinhaço. Essas serras são formadas por cristas de quartzito e itabirito, com altitudes que variam entre 1.300 e 1.600 metros (BARBOSA; RODRIGUES, 1967).

Inserida no contexto da Serra do Espinhaço, a Serra da Calçada foi reconhecida como Reserva da Biosfera pela UNESCO, em virtude de sua notável biodiversidade e da abundância de nascentes (ARAGÃO NETO; TOFANI, 2021).

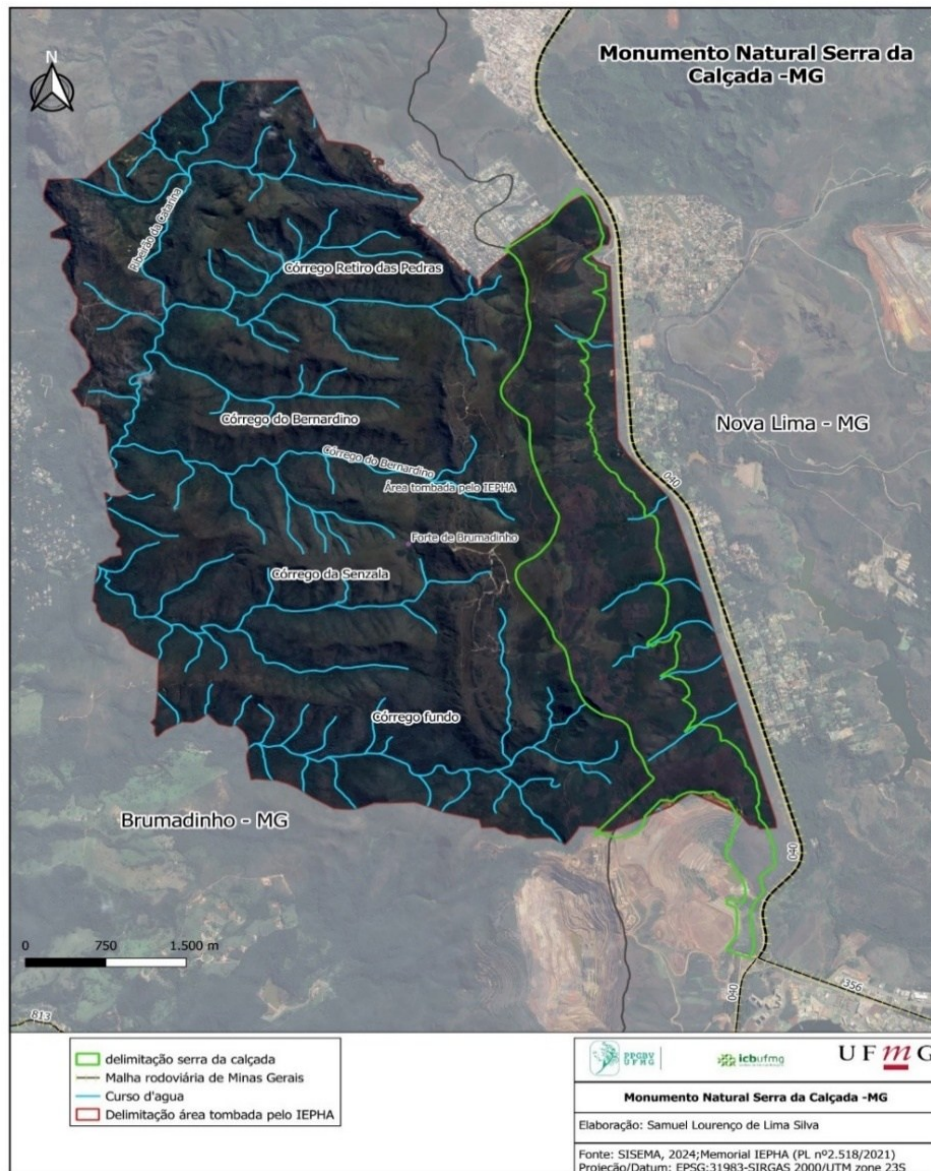
Conforme Walter (1985), os campos rupestres constituem uma fitofisionomia sazonal determinada majoritariamente por características edáficas, ocorrendo em matrizes de vegetação zonal, sobretudo nos domínios do Cerrado e da Caatinga (COUTINHO, 2006).

As fitofisionomias presentes na Serra da Calçada incluem matas de galeria, capões de mata e, predominantemente, campos rupestres sobre quartzito e canga, caracterizados por elevados níveis de biodiversidade e endemismo (VIANA; LOMBARDI, 2007).

Com vegetação essencialmente herbácea e graminosa, os campos rupestres da Serra da Calçada apresentam maior representatividade das famílias Asteraceae, Poaceae, Fabaceae e Melastomataceae, além de expressiva ocorrência de Orchidaceae, Cyperaceae, Eriocaulaceae, Xyridaceae e Velloziaceae (GIULIETTI et al., 1997;

GIULIETTI; PIRANI, 1988; VIANA; LOMBARDI, 2007). De acordo com Burkowski (2013), os campos quartzíticos abrigam uma ampla diversidade florística, com o registro de 461 espécies de plantas vasculares pertencentes a 74 famílias, sendo 442 angiospermas, 15 pteridófitas, 3 licófitas e 1 gimnosperma (Figuras 2 e 3).

Figura 1 – Delimitação do Monumento Natural Serra da Calçada (MG), com destaque para a hidrografia local e áreas de afloramento.



Fonte: Elaborado por Samuel Lourenço de Lima Silva. Imagem base: SISEMA, 2021; ortofoto Google Earth (09/03/2021).

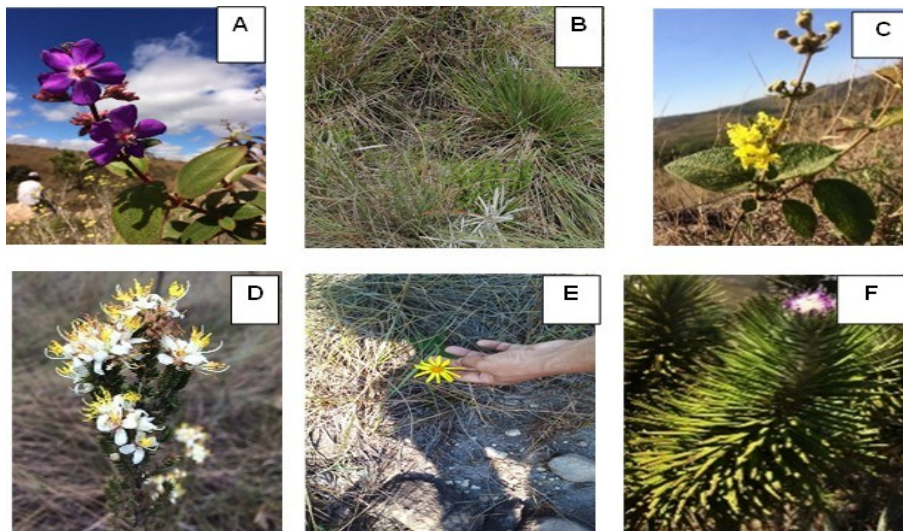
Figura 2 – Área de estudo: campo rupestre preservado sobre quartzito na Serra da Calçada (MG).



Fonte: Arquivo pessoal do autor (2021).

Figura 3 – Biodiversidade registrada em campo rupestre sobre quartzito na Serra da Calçada (MG).

A) *Pleroma heteromallum* D. Don; B) *Mesosetum ferrugineum* (Trin.) Chase; C) *Peixotoa tomentosa*; D) *Marcetia taxifolia* (A.St.-Hil.) DC.; E) *Aspilia foliacea* (Spreng.) Baker; F) *Lychnophora vilosíssima* Mart.



Entretanto, a região da Serra da Calçada sofreu um intenso processo de degradação ambiental em decorrência do crescimento desordenado da prática de esportes radicais com veículos motorizados, como motocicletas e jipes, que provocaram a destruição de afloramentos rochosos, nascentes e vegetação nativa.

Dada sua relevância ambiental, hídrica e geológica, a Serra da Calçada foi tombada provisoriamente em 2008 pelo Instituto Estadual do Patrimônio Histórico e Artístico

(IEPHA). Posteriormente, em 2013, foi instituído seu tombamento definitivo por meio de decreto municipal, com o reconhecimento da área como Unidade de Conservação de Proteção Integral, na categoria Monumento Natural. A partir desse momento, foram proibidas atividades de alto impacto, como os esportes radicais motorizados, sendo permitidas apenas práticas de ecoturismo de baixo impacto, como ciclismo e caminhadas (trekking). Além disso, por integrar a Serra da Moeda, situada no domínio da Serra do Espinhaço, a região da Serra da Calçada passou a integrar a Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço, reconhecida pela UNESCO desde 2005, o que reforça seu valor ecológico em escala global (UNESCO, 2005; RBSE, 2021).

Visando à recuperação das áreas de campo rupestre sobre quartzito degradadas por erosões associadas a essas atividades esportivas, o Grupo GERA/UFMG iniciou, em 2018, um processo de restauração ecológica. As ações envolveram a recomposição física dos afloramentos rochosos, a recuperação das nascentes associadas às nascentes e o plantio de espécies nativas do campo rupestre (Figura 4).

As Figuras 4A a 4C ilustram a implantação de matacões de quartzito ao longo das linhas de afloramento rochoso e o estabelecimento da vegetação dois anos após o plantio. Já as Figuras 4D a 4G mostram a recuperação de uma área degradada por erosão (Figura 4D), incluindo o desvio e a contenção da água de nascente, com posterior estabilização por meio de enrocamento e revegetação com espécies nativas inoculadas com fungos micorrízicos arbusculares, observada após 24 meses de intervenção.

Embora existam diversos trabalhos sobre restauração ecológica, ainda são escassos os estudos que avaliam a efetividade dos procedimentos de recuperação. Entre os existentes, a maioria (44%) baseia-se predominantemente em indicadores relacionados à biodiversidade, enquanto apenas 25% considera a recuperação dos serviços ecossistêmicos como critério principal de avaliação (BENAYAS et al., 2009).

Segundo o Natural Resources Conservation Service (NRCS), dos Estados Unidos, os principais indicadores utilizados para avaliar a recuperação de áreas florestais incluem a biodiversidade, a fertilidade do solo, a estabilidade estrutural conferida pela agregação e drenagem, bem como a porosidade do solo.

Com base nesses parâmetros, a equipe do Grupo GERA/UFMG realizou uma avaliação da recuperação das trilhas dois anos após o plantio, utilizando como critérios os indicadores mencionados (MIRELLI et al., 2023). Este trabalho, por sua vez, apresenta e analisa os resultados obtidos quatro anos após o plantio, com base nos mesmos indicadores, a fim de aferir a evolução do processo de restauração ecológica da área.

Todas essas propriedades do solo estão, em última instância, diretamente relacionadas ao conteúdo quantitativo e qualitativo de sua matéria orgânica, formada principalmente pelo acúmulo de resíduos vegetais no horizonte orgânico (horizonte "O"). Nesse horizonte ocorre um intenso processo de decomposição, que resulta na formação de diversos compostos orgânicos até atingir formas mais estáveis e recalcitrantes, como os complexos húmicos (BRONICK; LAL, 2005).

Esse processo de decomposição e humificação é essencial para a liberação de nutrientes inorgânicos às plantas, sustentando a fertilidade natural dos solos. Além disso, a matéria orgânica húmica exerce papel fundamental na retenção e disponibilização de nutrientes, por meio de sua capacidade de troca catiônica (CTC), contribuindo significativamente para a nutrição vegetal e para a estabilidade dos ecossistemas restaurados.

Figura 4 – Evolução do processo de recuperação ecológica nas trilhas da Serra da Calçada (MG).

A) Trilha ES-A antes da recuperação; B e C) Trilha ES-A aos 24 meses pós-recuperação; D) Trilha ES-A aos 6 anos pós-plantio; E) Trilha ES-B antes da recuperação; F) Trilha ES-B durante a intervenção física; G) Trilha ES-B aos 24 meses pós-plantio; H) Trilha ES-B aos 6 anos pós-plantio.



Fonte: Arquivo pessoal do autor (2024).

A capacidade de troca catiônica (CTC) é uma propriedade fundamental utilizada como indicador da fertilidade do solo, pois reflete o potencial do solo em reter e trocar

cátions e ânions com a solução do solo, ou seja, sua capacidade de disponibilizar nutrientes para as plantas. Essa propriedade depende diretamente da presença de cargas negativas nos coloides orgânicos (principalmente a matéria orgânica húmica) e inorgânicos (como as argilas) presentes na matriz do solo (BRADY; WEILL, 2007; DA COSTA et al., 1999).

Entretanto, a CTC da matéria orgânica húmica é consideravelmente superior à das argilas. Estima-se que sua capacidade de troca varie entre 220 e 250 cmolc/kg de solo, o que representa valores cerca de dez vezes maiores do que os observados em argilas de baixa atividade, como a caulinita (CTC \approx 20 cmolc/kg), e aproximadamente o dobro da CTC de argilas de alta atividade, como a vermiculita (CTC \approx 125 cmolc/kg) (BRADY; WEILL, 2007; SPOSITO, 1989; BOHN et al., 1985).

A matéria orgânica húmica resulta do estágio final de decomposição de resíduos vegetais ricos em lignina, cutina e suberina — compostos notoriamente resistentes à biodegradação —, requerendo uma comunidade microbiana especializada para seu processamento (TAO et al., 1999). O produto desse processo são moléculas aromáticas condensadas conhecidas como *black carbon* (DIDONATO et al., 2016; PICCOLO, 2002; NEBBIOSO et al., 2014; NEBBIOSO; PICCOLO, 2012).

Em sua composição química, as substâncias húmicas são dominadas por ácidos orgânicos aromáticos recalcitrantes que se ionizam rapidamente, conferindo às moléculas elevada densidade de cargas negativas e grande capacidade de interação com cátions do solo, assim como com partículas de argila e areia (GOLCHIN et al., 1994; SIX et al., 2014). Esse alto teor de ácidos orgânicos contribui para reduzir o pH do solo a valores próximos de 5,5.

As ligações químicas estabelecidas entre os ácidos húmicos e diferentes partículas formam complexos poliméricos, tais como argilo-húmico, areno-húmico e silte-húmico, que servem de base para a geração de agregados organometálicos estáveis (EDWARDS; BREMNER, 1967; PICCOLO; MBAGWU, 1994). Os microagregados (< 250 μ m de diâmetro) atuam diretamente na estabilização do solo e na formação de poros, tanto macroporos quanto microporos, essenciais para a aeração, infiltração e drenagem (SIX et al., 2014).

Além disso, esses microagregados estáveis estabelecem novas conexões químicas e físicas, originando macroagregados ($> 250 \mu\text{m}$), com o auxílio de hifas fúngicas, raízes e exopolissacarídeos bacterianos. Esse incremento estrutural amplia a estabilidade do solo e potencializa a formação de macro e microporos, fortalecendo, assim, a drenagem e a aeração do perfil (ŠIMANSKÝ; BAJČAN, 2014).

A microbiota do solo — composta por bactérias e fungos — exerce papel fundamental na promoção do crescimento vegetal (SANTOS, 2017), sendo também decisiva na formação de agregados e poros (SIX et al., 2014). Entre os componentes dessa microbiota, os fungos micorrízicos arbusculares (AMF) destacam-se como uma estratégia promissora para a recuperação de áreas degradadas, em razão de sua efetiva contribuição para o estabelecimento vegetal, sobretudo por meio da ampliação do aporte nutricional às plantas.

Além de facilitarem a absorção de nutrientes, esses fungos têm sido reconhecidos como agentes determinantes no processo de agregação do solo (RILLIG et al., 2010). Isso se deve não apenas à atuação física das hifas na formação de agregados e poros, mas especialmente à produção de uma proteína termoestável conhecida como proteína relacionada à glomalina (PRG), excretada pelas hifas extrarradiculares (WRIGHT; UPADHYAYA, 1996).

As proteínas tipo glomalina são de baixo peso molecular, hidrofóbicas e estão associadas à insolubilidade e estabilidade dos agregados do solo, favorecendo sua coesão e resistência à desagregação (RILLIG et al., 2003).

Os fungos micorrízicos desempenham papel fundamental na absorção e transferência de nutrientes e água do solo para as plantas, especialmente no fornecimento de fósforo (P) e nitrogênio (N) — elementos essenciais ao crescimento vegetal. Embora o fósforo esteja presente na maioria dos solos naturais, sua disponibilidade é limitada, uma vez que se encontra geralmente precipitado com ferro e alumínio em solos ácidos ($\text{pH} < 6,0$) ou com cálcio em solos alcalinos ($\text{pH} > 7,0$). Já a disponibilidade de nitrogênio está associada à atividade decompositora da matéria orgânica do solo.

A mineralização do nitrogênio inicia-se com a ação de proteases da microbiota sobre compostos nitrogenados, especialmente aqueles oriundos da decomposição de leguminosas, liberando aminoácidos (SCHIMEL; BENNETT, 2014). Em seguida,

ocorre a liberação de amônio (NH_4^+) por meio da atuação de enzimas extracelulares produzidas por microrganismos heterotróficos. A conversão do amônio em nitrito e, posteriormente, em nitrato (NO_3^-) — processo conhecido como nitrificação — é realizada por comunidades quimiolitotróficas especializadas, incluindo bactérias e archaea oxidantes de amônio (AOB – *Ammonia-Oxidizing Bacteria* e AOA – *Ammonia-Oxidizing Archaea*), cuja atividade depende das condições físico-químicas do solo (NORTON et al., 2002; LEININGER et al., 2006; FRANCIS et al., 2007).

A principal via de entrada de nitrogênio em sistemas naturais, no entanto, é a fixação biológica de nitrogênio (FBN), que pode ocorrer por diferentes mecanismos: simbioticamente (ex.: *Rhizobium*/leguminosas; *Frankia*/casuarinas; cianobactérias associadas a *Azolla* ou líquens), de forma associativa (ex.: *Azospirillum*) ou ainda por bactérias de vida livre, como *Acetobacter* (BURRIS; ROBERTS, 1993).

Resultados preliminares obtidos na área em processo de recuperação no campo rupestre da Serra da Calçada indicam que a distribuição da água no terreno e a reconstrução de afloramentos rochosos de quartzito, juntamente com a reconfiguração dos caminhos naturais de fluxo hídrico, constituem fatores-chave no processo de restauração ecológica (MEDEIROS et al., 2023).

Esses efeitos foram particularmente evidentes nos *plots* inoculados com fungos micorrízicos arbusculares (AMF), onde se observou maior ocupação por espécies vegetais nativas e incremento nos atributos de fertilidade do solo, com destaque para o aumento nos teores de fósforo (P), matéria orgânica do solo (SOM – *Soil Organic Matter*) e capacidade de troca catiônica (CTC – *Cation Exchange Capacity*).

Esta proposta tem como objetivo avaliar a eficácia do processo de recuperação ecológica com base na relação entre a fertilidade do solo, a ocupação por vegetação nativa e a dinâmica da população de fungos micorrízicos arbusculares, aos quatro anos pós-plantio. Trata-se de uma continuidade do estudo iniciado aos dois anos pós-plantio, conforme apresentado por Medeiros et al. (2023).

2 OBJETIVOS

Avaliar o processo de recuperação ecológica do campo rupestre sobre quartzito na Serra da Calçada (Nova Lima/MG), transcorridos quatro anos após o plantio, com

ênfase nos atributos de fertilidade do solo, na ocupação por espécies nativas e na dinâmica da população de fungos micorrízicos arbusculares.

2.1 Objetivos Específicos

1. Avaliar a ocupação por espécies nativas nas áreas em recuperação com e sem inoculação de fungos micorrízicos arbusculares.
2. Avaliar a fertilidade e a porosidade do solo nas áreas em recuperação com e sem inoculação de fungos micorrízicos.
3. Avaliar o conteúdo de água no solo nas áreas em recuperação com e sem inoculação de fungos micorrízicos.
4. Avaliar a densidade da população de fungos micorrízicos arbusculares nas áreas em recuperação com e sem inoculação.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Area de estudo:

O estudo foi conduzido na Serra da Calçada, situada na porção leste da Serra da Moeda, entre os municípios de Belo Horizonte e Nova Lima, no estado de Minas Gerais. A área está localizada nas coordenadas 20°06'09.57" S e 43°59'22.50" W, a uma altitude aproximada de 1.478 metros (Figura 5). O relevo é fortemente influenciado por afloramentos de quartzito, caracterizando o ecossistema típico de campos rupestres, marcado por elevada biodiversidade e pela presença de diversas nascentes (Figura 3).

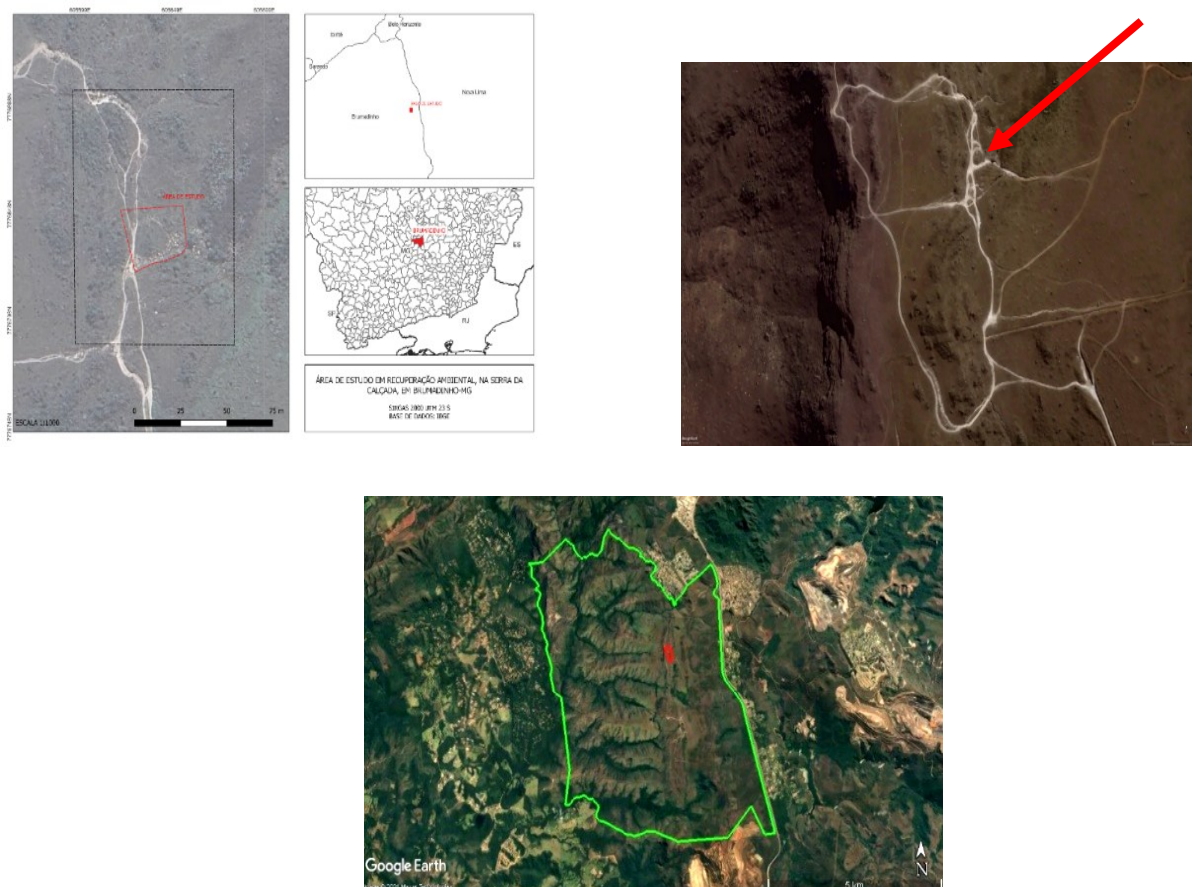
Para fins de comparação, foram definidos três Áreas de estudos:

- Área preservada (PS): representa o campo nativo, com fitofisionomia graminosa-arbustiva entre afloramentos rochosos (Figura 2), caracterizado por alta riqueza florística e condições ecológicas relativamente intactas.
- Área degradada (DS): constituída por trilhas erodidas e compactadas, carentes de vegetação, utilizadas intensamente por pedestres e ciclistas ao longo das últimas décadas.

- Área experimental (ES): corresponde a setores anteriormente degradados pelo tráfego de motocicletas e veículos off-road por cerca de 50 anos, o que resultou em severos processos erosivos e alteração do fluxo de águas de nascentes (Figura 6). Essa área foi reabilitada por meio de técnicas de plantio em dois tratamentos distintos:
 - ES-A: submetida apenas ao plantio de espécies nativas;
 - ES-B: submetida ao plantio associado à inoculação de fungos micorrízicos arbusculares.

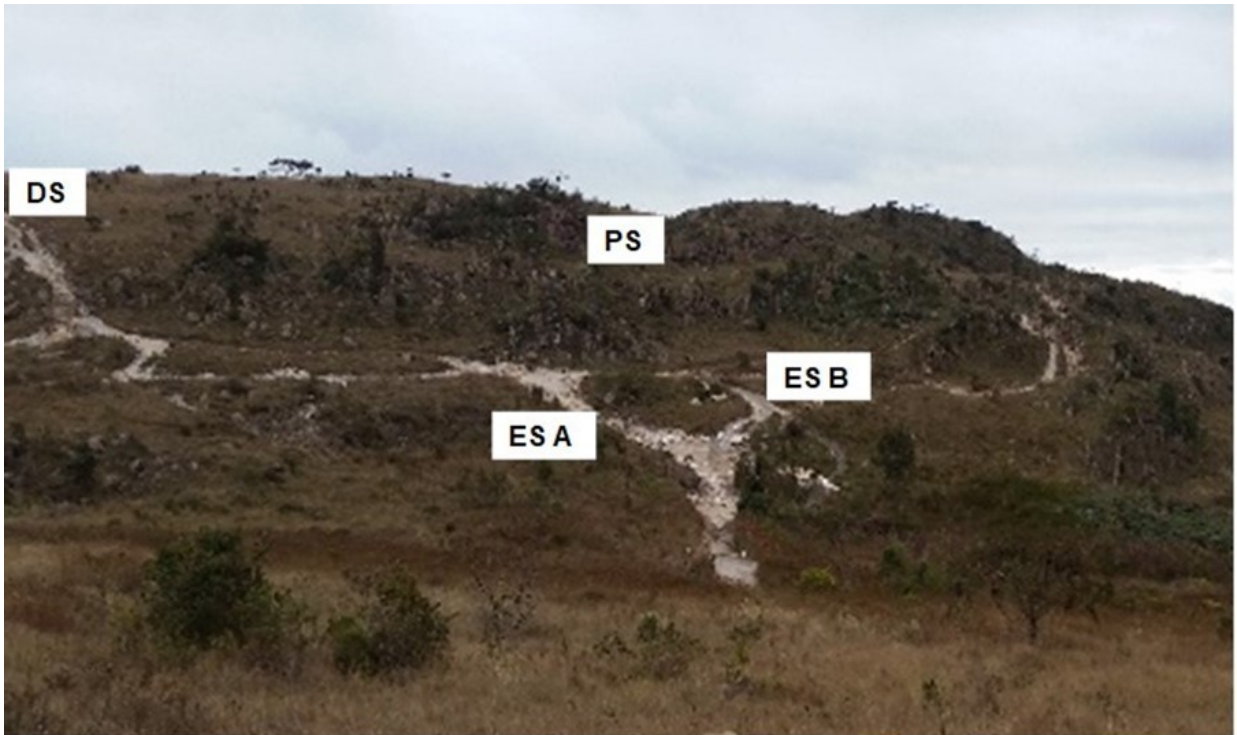
Figura 5 – Mapas da serra da Calçada

- (A) Mapa regional situando a Serra da Calçada, com destaque para a área de estudo.
 (B) Imagem de satélite da área antes do início das intervenções de reabilitação ecológica.
 (C) Mapa com delimitação do perímetro da área de estudo.
 (D) Vista parcial da totalidade da área estudada, evidenciando os diferentes compartimentos amostrados.



Fonte: Adaptado de Medeiros et al. (2023).

Figura 6 - Localização das áreas de estudo. PS: Área preservada, DS: Área degradada; ESA: Área experimental A; ESB: Área Experimental B.



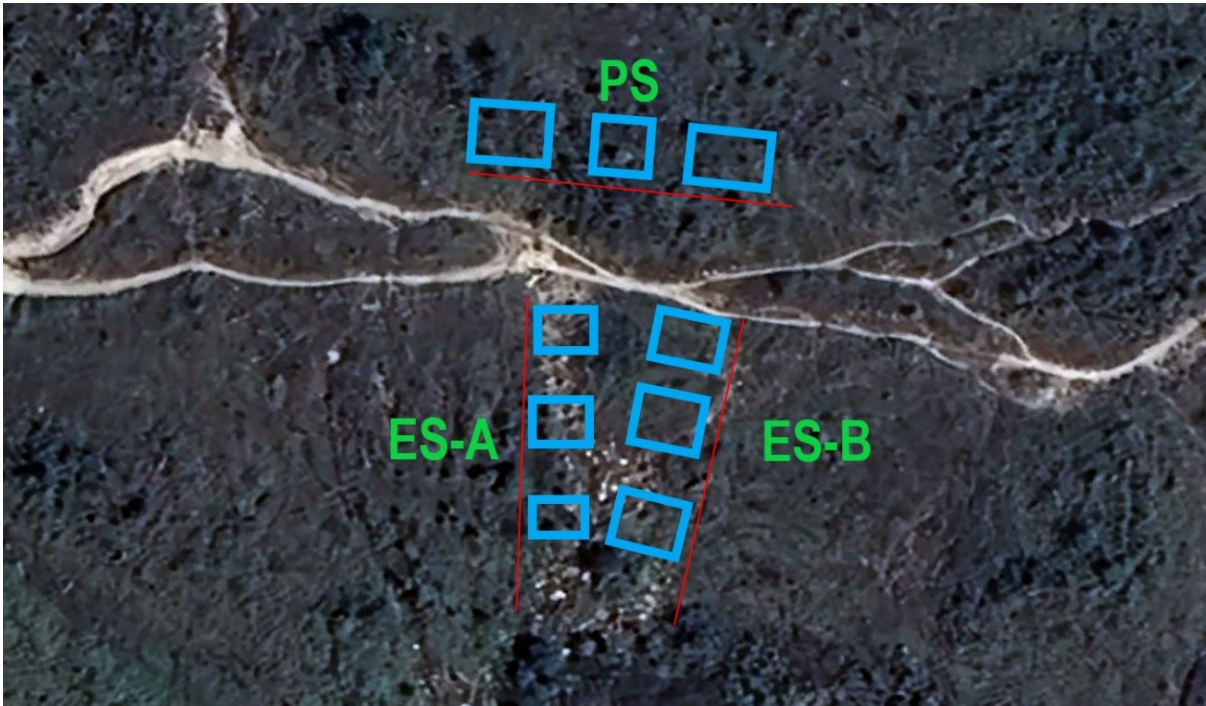
Fonte: elaborado pelo autor.

3.2 Desenho Experimental

A área de estudo, com extensão total de 2.500 m² (Figura 6), foi subdividida em três tratamentos experimentais, denominados A, B e C. Os locais avaliados (PS, ES-A e ES-B) receberam a instalação de um transecto linear de 35 metros para cada tratamento, totalizando nove parcelas experimentais (três por bloco). Cada parcela, com dimensões de 2,5 m × 2 m, foi alocada aleatoriamente ao longo do respectivo transecto.

O espaçamento entre parcelas foi de 7 metros, com posicionamento alternado em relação ao eixo da transeção (direita e esquerda), a fim de reduzir possíveis efeitos de borda. Em cada parcela, foram realizadas coletas de amostras de solo e de plantas destinadas às análises propostas (Figura 7).

Figura 7- Metodologia utilizada no levantamento florístico. Destaque, em azul, para as parcelas onde foram posicionados os quadrantes de 1 m² destinados à amostragem da vegetação herbácea-subarbustiva.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

3.3 Estudos Florísticos

A seleção de plantas para a revegetação foi baseada na avaliação florística realizada na área preservada (Salim, 2022), cujos espécimes foram herborizados e depositados no herbário BHCB após identificação taxonômica. Aos 2 e 4 anos após o transplante, a cobertura do solo em cada local (PS e ES-B — AMF inoculado — e ES-A — não inoculado) foi avaliada por meio de um quadrante de 1 m², subdividido em 100 células idênticas de 10 × 10 cm (Toledo e Schultze-Kraft, 1982), com três repetições por local (Figura 7).

A cobertura em cada célula foi registrada, e o número de indivíduos por família de plantas, por quadrante, foi estimado em porcentagem. A identificação das espécies foi realizada com base em chaves de identificação disponíveis para tribos, gêneros e espécies na literatura (Den Berg et al., 2005; 2015).

A avaliação da ocupação das plantas nas áreas de estudo foi feita em cada ponto amostral, utilizando o método do quadrante (Toledo e Schultze-Kraft, 1982), que

consiste no uso de um quadrante de 1 m², composto por 100 quadrados de 0,01 m² cada (Figura 8).

Figura 8- Análise da ocupação da vegetação pelo método do quadrado (Toledo & Schultze-Kraft, 1982).



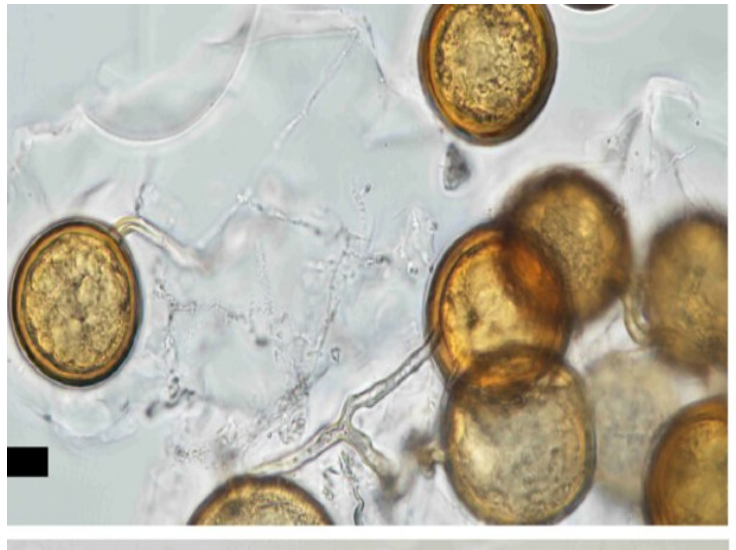
Fonte: Acervo pessoal do autor (2024).

3.4 Estudos da População de Fungos Micorrízicos: Contagem de Esporos e Conteúdo de Glomalina

As espécies plantadas em ES-A não foram adubadas nem inoculadas com esporos de fungos micorrízicos arbusculares (AMF). As plantas cultivadas em ES-B foram inoculadas com esporos de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) da espécie *Rhizophagus irregularis* (150 esporos por planta), utilizando uma suspensão de 1 mL contendo 50 esporos (Figura 9).

Proteínas relacionadas à glomalina (PRSG-T) foram extraídas do solo utilizando o método de Wright e Upadhyaya (Wright & Upadhyaya, 1996, 1998), e o conteúdo de proteína foi estimado pelo método de Bradford (Bradford, 1976).

Figura 9 - Esporos de *Rhizophagus irregularis*.



Fonte: Acervo pessoal do autor (2024).

3.5 Indicadores de Qualidade do Solo

Para as análises físico-químicas do solo, duas amostras mistas, derivadas de quatro subamostras, foram coletadas em cada parcela, a aproximadamente 10–15 cm de profundidade, totalizando 10 amostras por local (DS e PS). Nos tratamentos ES, foram coletadas duas amostras por parcela, totalizando 12 amostras mistas por tratamento, utilizadas para a análise química, conforme Embrapa (1977).

As amostras coletadas em PS, DS, ES-A e ES-B foram pesadas e, em seguida, secas em estufa a 105 °C por 24 horas. O conteúdo de água, ou água gravimétrica, do solo foi estimado pela perda de massa, de acordo com a seguinte fórmula:

$$\text{Conteúdo de água no solo (\%)} = \frac{\text{Peso fresco} - \text{Peso seco}}{\text{Peso seco}} \times 100$$

(Brady & Weil, 2007; Embrapa, 2017).

O potencial mátrico (Ψ_m) da água no solo foi estimado por meio de tensiômetros (Agriseach Equipment, modelo WC-100), com colunas de mercúrio, instalados em cada parcela a 0,60 m de profundidade. As medições foram realizadas a cada 12 horas e os valores de tensão da água no solo foram calculados conforme a seguinte equação:

$$T = L - 0,098 \times h \quad T = L - 0,098 \times h$$

Onde:

T = Tensão da água no solo (cbar ou kPa);

L = Leitura do vacuômetro (cbar ou kPa);

h = Altura da coluna de água no interior do tensiômetro (cm).

3.6 Porosidade do Solo

Em todos os tratamentos, foram coletadas três amostras por parcela de solo indeformado, utilizando anel de Kopecky ou anel volumétrico com capacidade de 50 cm³. A porosidade total, a macroporosidade e a microporosidade foram estimadas conforme a metodologia descrita pela Embrapa (1977).

3.7 Evolução da Paisagem

Imagens de satélite gratuitas, provenientes do sensor Landsat 8 OLI (*Operational Land Imager*), foram obtidas junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e ao Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), com o objetivo de gerar mapas de cobertura da terra entre os anos de 2017 e 2021.

Para a delimitação das classes de vegetação e solo descoberto, empregou-se o plugin de classificação semi-automática (SCP), utilizando o algoritmo de máxima verossimilhança (Congedo, 2022). Mapas temáticos foram gerados, e a quantificação de pixels por área e por classe foi realizada para o cálculo da distribuição proporcional das classes (Mas et al., 2003).

A estimativa da acurácia, baseada no índice Kappa, foi realizada com o uso do plugin AcATaMa, versão 19.11.21b (Llano, 2022), no software QGIS 3.22.5 (QGIS.org, 2022). As mudanças na cobertura da terra foram avaliadas por meio do software FRAGSTATS 4.2.1 (McGarigal et al., 2015), e as métricas selecionadas permitiram quantificar o número de fragmentos, a proporção e a área das classes no local de estudo (McGarigal e Marks, 1995).

3.8 Análise Estatística

Para as análises de plantas e de solo, os resultados das amostras que apresentaram distribuição normal foram submetidos à ANOVA *one-way*, e as médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste de Tukey, ao nível de confiança de $P \leq 0,05$.

Nos casos em que os pressupostos da ANOVA não foram atendidos, aplicou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, considerando 5% de probabilidade.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Estabelecimento da Vegetação

A análise da ocupação das espécies presentes na área de estudo mostrou que, na área preservada (PS), foram encontrados 140 indivíduos, com uma riqueza de 40 espécies. Na área experimental A (ES-A), registraram-se 77 indivíduos plantados, com uma riqueza de 36 espécies. Por outro lado, na ES-B (área experimental B), foi encontrado um número maior de indivíduos (101) em comparação à ES-A, mas o número de espécies (38) foi semelhante. Esses resultados sugerem que a inoculação micorrízica em ES-B favoreceu o crescimento e a reprodução das espécies, mas não aumentou a diversidade.

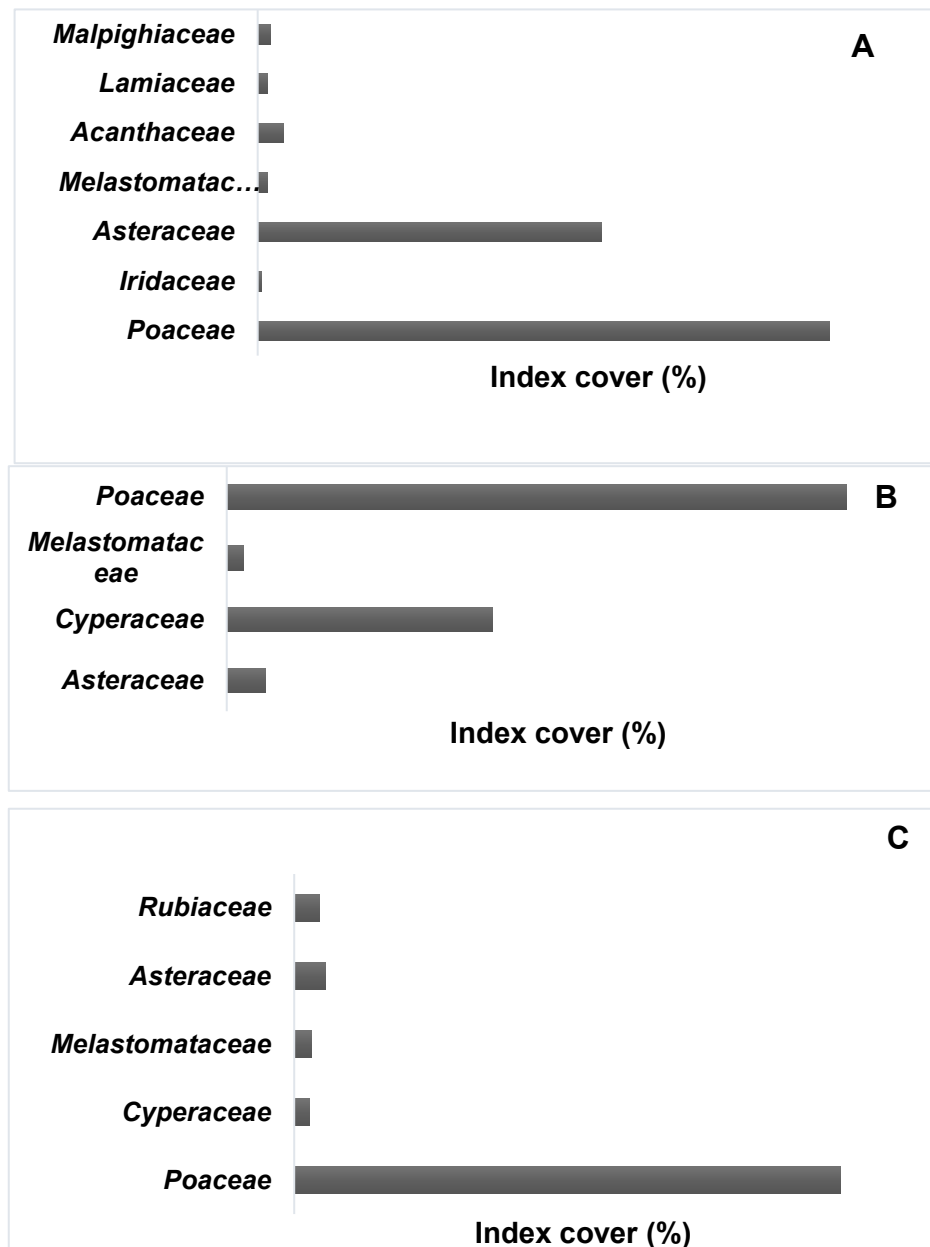
Os dados apresentados nas Figuras 10 e 11 indicam que a família Poaceae foi dominante em todas as áreas de estudo. A ocupação da família Poaceae na área preservada foi em torno de 60% (Figura 10A), enquanto em ES-A não superou 40% (Figura 10B). Em contraste, na área ES-B, a ocupação dessa família atingiu aproximadamente 80% (Figura 10C). Esses dados reforçam o papel do inoculante em ES-B no favorecimento do crescimento das plantas, especialmente da família Poaceae. A literatura confirma que a família Poaceae é dominante nos campos de altitude, sobretudo em áreas úmidas (Alves et al., 2014; Vianna & Lombardi, 2007; Giulietti & Pirani, 1987; Rappini et al., 2008; Alves & Kolbek, 2010; Echternacht et al., 2011; Salim, 2019; Salim et al., 2022).

Em relação à distribuição das demais famílias, na área preservada destacou-se a família Asteraceae (Figura 10 A) enquanto em ES-A (Figura 10 B) a família Cyperaceae foi bastante representativa, em contraste com ES-B, onde não ocorreu dominância de outra família (Figura 10 C). A ocorrência da família Cyperaceae se explica pela presença de nascentes que afloraram na área ES-A, uma vez que essa família é especialmente favorecida em ambientes úmidos, intermitentes ou permanentemente alagados (Matzenauer, 2019).

A Figura 10 também evidencia a similaridade entre a ocorrência das famílias nas áreas ES-A e ES-B, decorrente do plantio executado. No entanto, algumas famílias presentes na área preservada não ocorreram nas áreas em recuperação, tais como

Malpighiaceae, Lamiaceae, Acanthaceae e Iridaceae, o que sugere baixa adaptação dessas famílias na fase inicial da recuperação. Por outro lado, a família Asteraceae apresentou elevada adaptabilidade às condições de estresse inicial (Figura 10).

Figura 10 - Distribuição das famílias nas áreas de estudo.
(A) Área preservada; (B) ES-A; e (C) ES-B.

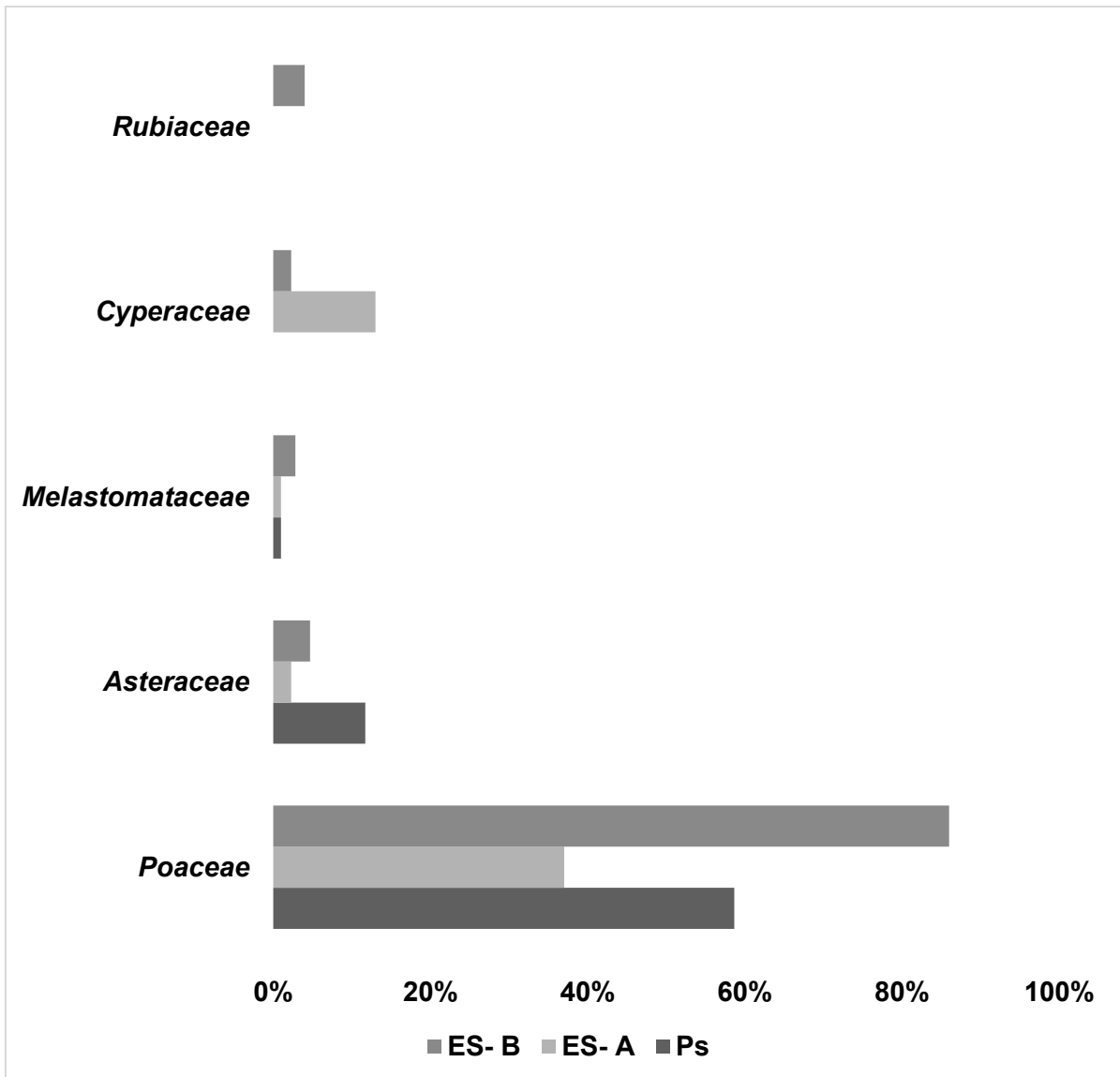


Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A Figura 11 apresenta a comparação da taxa de ocupação, expressa em número de indivíduos por metro quadrado, das famílias dominantes nas áreas de estudo. Os resultados evidenciam a importância funcional da família Poaceae, destacando seu papel central na reconstituição da cobertura vegetal durante a fase inicial do processo

de recuperação. Além disso, os dados reforçam a hipótese de que o aumento da diversidade florística deverá ocorrer em etapas sucessionais posteriores, à medida que as condições ambientais da área em recuperação se tornem mais favoráveis ao estabelecimento de outras espécies.

Figura 11 - Comparação entre tratamentos (PS, ES-A e ES-B) em relação aos índices de dominância (%) das famílias encontradas.

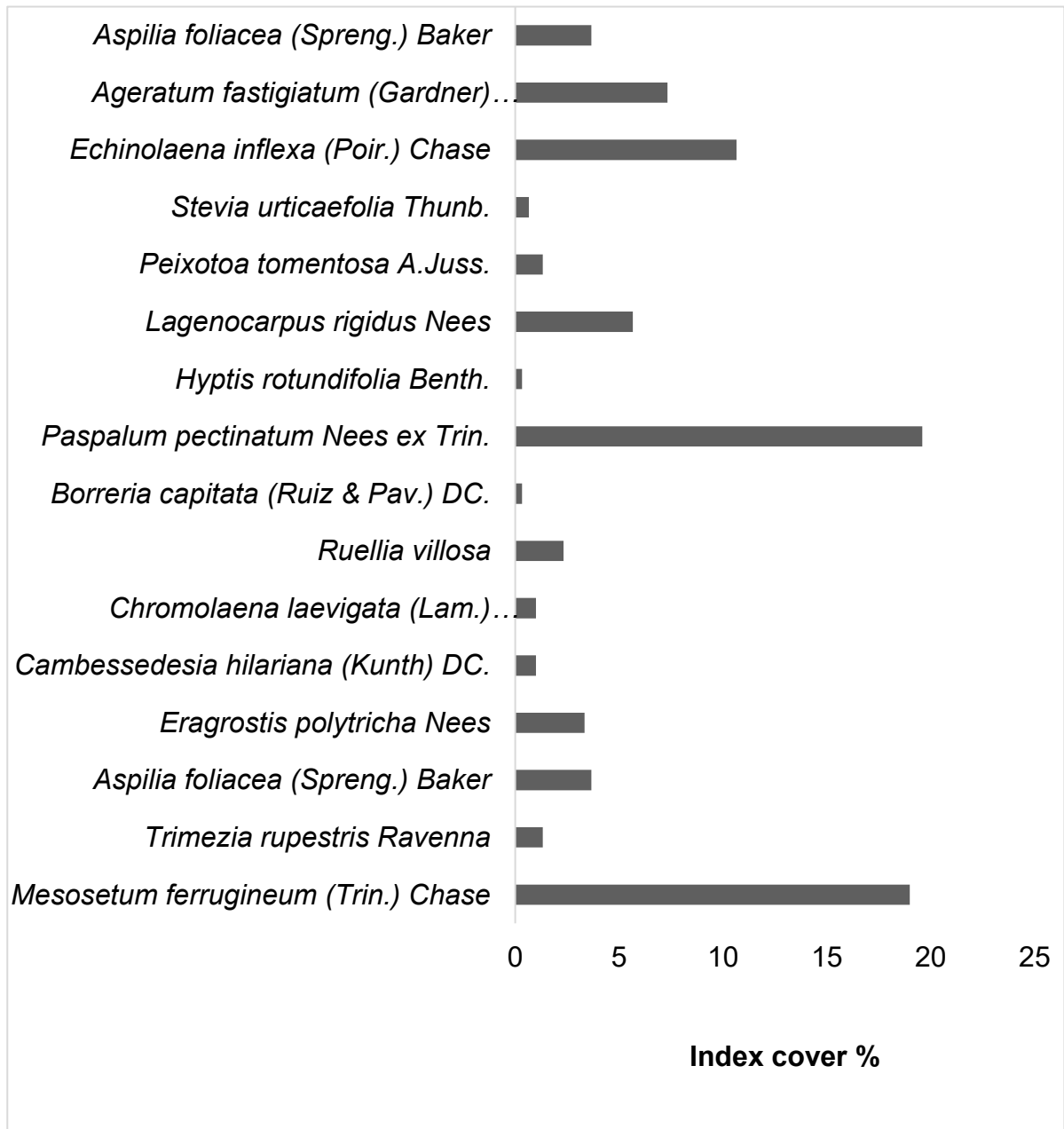


Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

As espécies amostradas na área preservada com mais de 1% de ocorrência apresentadas na Figura 12, que evidencia a dominância de três espécies da família

Poaceae: *Paspalum pectinatum*, *Mesosetum ferrugineum* e *Echinochloa inflexa*, responsáveis por mais de 50% da ocupação do solo. Além das espécies da família Poaceae, destacaram-se na área preservada (Figura 12) *Lagenocarpus rigidus* (Cyperaceae) e *Ageratum fastidiatum* (Asteraceae). A Figura 13 apresenta imagens de algumas das espécies mais representativas registradas na área preservada.

Figura 12 - Distribuição e ocupação (indivíduos/ m²) das espécies na área preservada.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Figura 13 - A : *Paspalum pectinatum nees ex trin*, B: *Paspalum polyphyllum* Nees, C :*Mesosetum ferrugineum* (Trin.) Chase, D: *Echinochloa inflexa* (Poir.) Chase.



Fonte: Acervo pessoal do autor (2024).

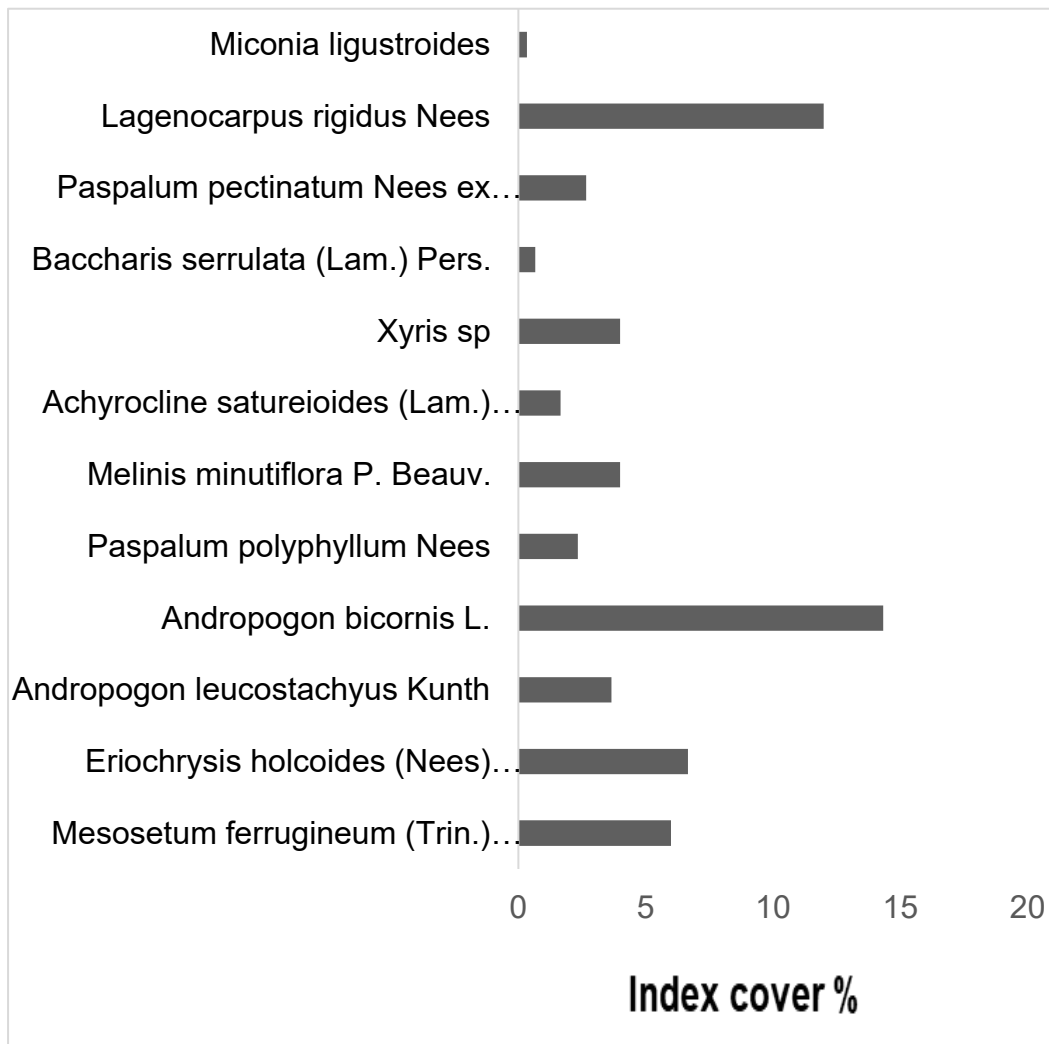
A área experimental A (ES-A), plantada sem tratamento de inoculação com fungos micorrízicos arbusculares (AMF) (Figura 14), apresentou dominância de *Lagenocarpus rigidus* e *Andropogon bicornis*. No entanto, também foram registradas espécies comuns à área preservada, tais como *Mesosetum ferrugineum* (Trin.) Chase, *Paspalum pectinatum* e *Paspalum polyphyllum*. Esses resultados evidenciam o sucesso da técnica de plantio adotada inicialmente.

Espécies como *Andropogon bicornis* L., *A. leucostachyus* e *Eriochrysis holcoides* (Nees) Kuhlmsch. ocorrem em campo rupestre na Serra da Calçada (Vianna & Lombardi, 2007), o que indica um estágio sucessional que favorece plantas pioneiras e espécies adaptadas a ambientes úmidos, como *Lagenocarpus rigidus*, *L. tenuifolius* e *Xyris* sp. (Figura 14). Apenas *Melinis minutiflora* foi registrada como espécie exótica invasora, ocorrendo em baixa proporção.

Muitas espécies da família Cyperaceae possuem grande importância na composição florística e na estruturação fisionômica de áreas úmidas, como banhados, charcos e lagoas (Trevisan, 2005; Junk et al., 2006; Larridon et al., 2013). Assim, a família Cyperaceae apresenta especial relevância na composição e estruturação de ambientes aquáticos intermitentes (Bove et al., 2003).

De forma semelhante, as espécies do gênero *Xyris* sp. são bem adaptadas a ambientes úmidos. Sua família, Xyridaceae, é composta por plantas herbáceas, em sua maioria perenes, que ocorrem preferencialmente em solos brejosos e úmidos das regiões tropicais e subtropicais (Smith & Downs, 1968). O gênero *Xyris* L. encontra-se amplamente distribuído nos campos rupestres do Brasil, sendo bastante frequente na Cadeia do Espinhaço e na Serra Geral de Goiás (Giulietti et al., 1988). A Figura 15 apresenta algumas das espécies dominantes da área experimental A.

Figura 14 - Distribuição e ocupação (indivíduos/ 3m²) das espécies na área (ES-A).



Fonte: Elaborado pelo próprio autor (2024).

Figura 15 - A- *Lagenocarpus rigidus* Nees, B: *Xyris* sp, C: *Paspalum pectinatum*, D : *Achyrocline satureioides* (Lam.) DC.



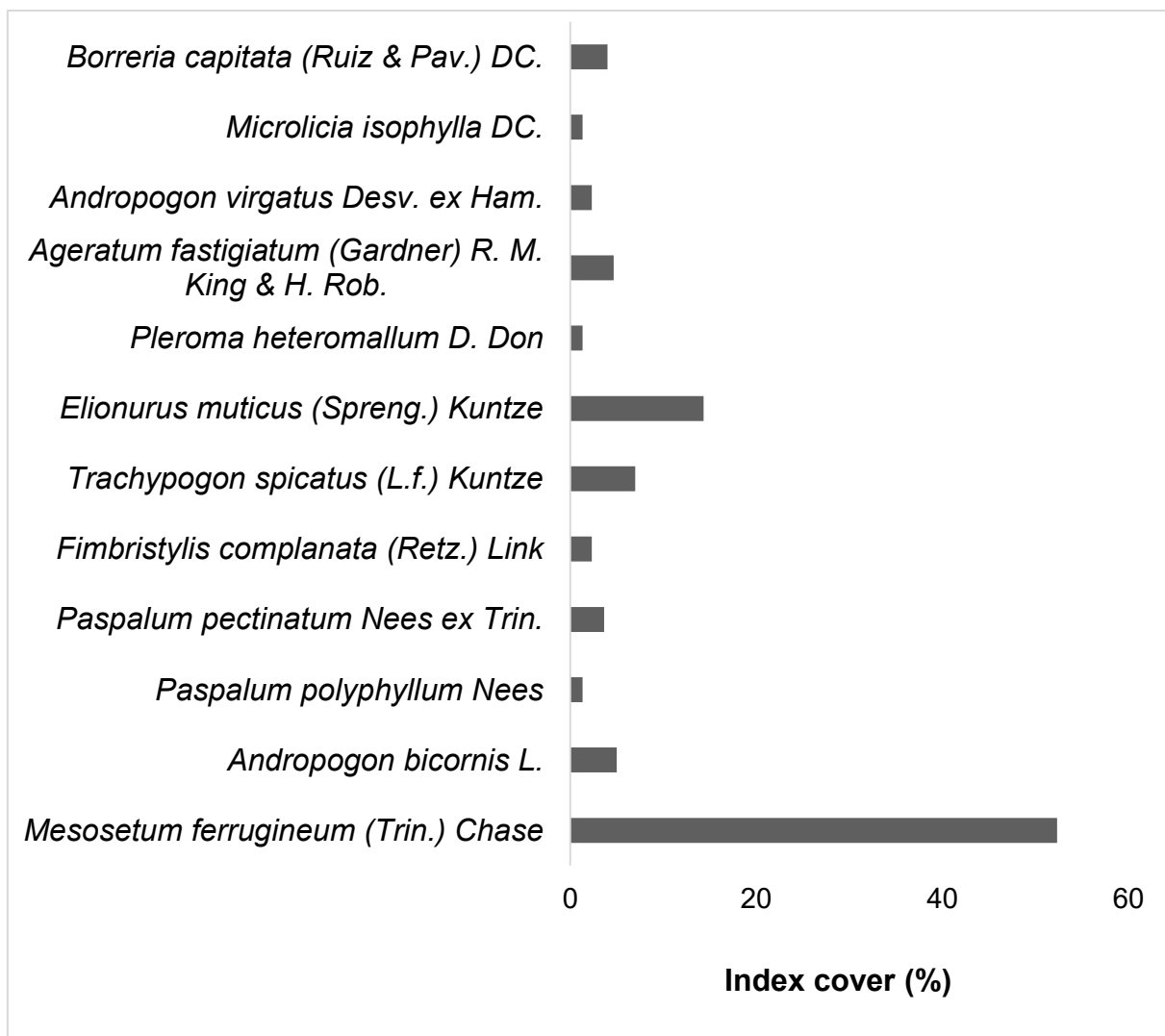
Fonte: Acervo pessoal do autor (2024).

A área experimental ES-B apresentou também uma destacada ocupação da família Poaceae (Figura 16) e, de forma similar à área preservada, a espécie dominante foi *Mesosetum ferrugineum* (Trin.) Chase. Além disso, ocorreram as espécies *Paspalum pectinatum* Nees ex Trin. e *Paspalum polyphyllum* Nees, confirmando o sucesso da técnica de plantio adotada.

A espécie *Elionurus muticus*, pertencente à família Poaceae, é típica de campos de altitude, assim como a espécie *Ageratum fastigiatum* (Gardner) R.M.King & H.Rob., da família Asteraceae. *A. fastigiatum* é amplamente disseminada nos campos rupestres e foi registrada em ambas as áreas de estudo (Leitão Filho & Semir, 1987; Roque & Pirani, 1997; Munhoz & Proença, 1998; Nakajima & Semir, 2001; Hind, 2003).

Uma das características mais notáveis das Asteraceae é sua elevada capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais. Nos campos rupestres, onde ocorrem grandes variações de temperatura e umidade, essas plantas se destacam pela resistência e pela plasticidade fenotípica. Essa adaptabilidade permite que colonizem uma ampla gama de habitats, com diferentes tipos de solo, contribuindo para a ocupação de diversos nichos ecológicos e para a formação de comunidades vegetais distintas (Almeida et al., 2005; Ritter & Baptista, 2005; Moraes & Monteiro, 2006; Almeida, 2008; Alves & Kolbek, 2009; Ferreira & Forzza, 2009; Borges et al., 2010; Almeida et al., 2014). Outra espécie em comum entre ES-B e a área preservada (PS) foi *Borreria capitata* (Ruiz & Pav.) DC., indicando uma trajetória de sucessão ecológica desejável, que aproxima a composição florística da área experimental daquela observada na área preservada.

Figura 16 - Distribuição e ocupação (indivíduos/ 3m²) das espécies na área (ES-B).



Entretanto, novas espécies foram registradas, pertencentes tanto à família Poaceae, como *Elionurus muticus* (Spreng.) Kuntze e *Trachypogon spicatus*, quanto à família Melastomataceae, representada por *Microlicia isophylla*. *Elionurus muticus* ocorre naturalmente no Brasil, onde é conhecido como “capim-carona” (Longhi-Wagner et al., 2001), sendo amplamente utilizado como planta aromática e medicinal.

Por outro lado, o gênero *Microlicia* ocorre abundantemente em campo rupestre, como descrito por Romero (2003). Silva et al. (2009) destacaram, em estudo realizado no município de Ingaí (MG), a ocorrência frequente do gênero *Microlicia* (Melastomataceae) nas fisionomias rupestres. Sua presença constante em ambientes rupestres também é apontada por Souza & Lorenzi (2008). A maioria das espécies de *Microlicia* é endêmica de campo rupestre no Brasil, com cerca de 209 espécies registradas na Serra do Espinhaço (BFG, 2015; Flora do Brasil, 2020).

Além disso, segundo Rodrigues (2022), o gênero *Microlicia* está associado a regiões úmidas e a solos arenosos, o que corrobora os dados de campo obtidos neste estudo, nos quais foi constatada sua ocorrência em áreas saturadas de água, indicando potencial como bioindicador para a recuperação de nascentes. Esse aumento na diversidade observado em ES-B pode estar relacionado à inoculação com AMF.

Seguindo os padrões registrados na área preservada (Tabela 1), foram observadas seis espécies em comum entre as áreas experimentais e a área preservada, sendo que três ocorreram em todas as áreas e duas em cada área experimental e na preservada, evidenciando o efeito positivo do plantio realizado.

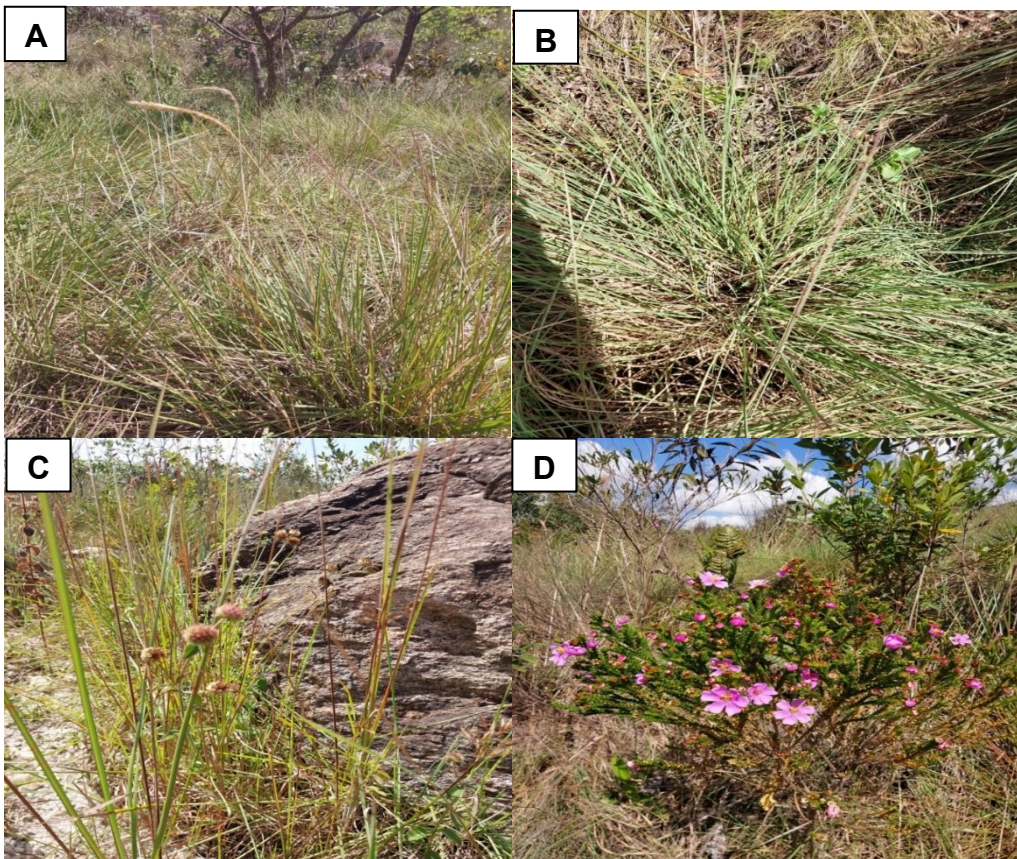
A espécie de maior dominância na área de estudo foi *Mesosetum ferrugineum* (Trin.) Chase. Esse gênero possui distribuição predominantemente neotropical, tendo o Brasil como centro de diversidade, com 21 espécies registradas, das quais 12 são endêmicas do país (Filgueiras et al., 2014). A maioria dessas espécies ocorre no Brasil Central, onde foram registradas 16 espécies, sendo sete delas endêmicas da região (Filgueiras et al., 2014).

O gênero *Paspalum* também desempenhou papel relevante na sucessão ecológica, com destaque para duas espécies: *Paspalum pectinatum* Nees ex Trin. e *Paspalum polyphyllum* Nees. Esse gênero, predominantemente americano, conta com mais de 350 espécies descritas (Sánchez-Ken, 2010), ocorrendo em todas as regiões brasileiras, especialmente em formações campestres e savânicas do bioma Cerrado

e dos campos rupestres (Vianna, Lombardi; Burkowski, 2013). Além disso, diversas espécies de *Paspalum* do Centro-Oeste brasileiro possuem reconhecido valor econômico, sobretudo pelo seu potencial forrageiro (Filgueiras; Rodrigues, 2016).

A Figura 17 apresenta imagens de algumas das espécies mais predominantes da área experimental B.

Figura 17 - A: *Mesosetum ferrugineum* (Trin.) Chase, B: *Elionurus muticus* (Spreng.) Kuntze, C: *Borreria capitata* (Ruiz & Pav.) DC. D: *Microlicia isophylla* DC.



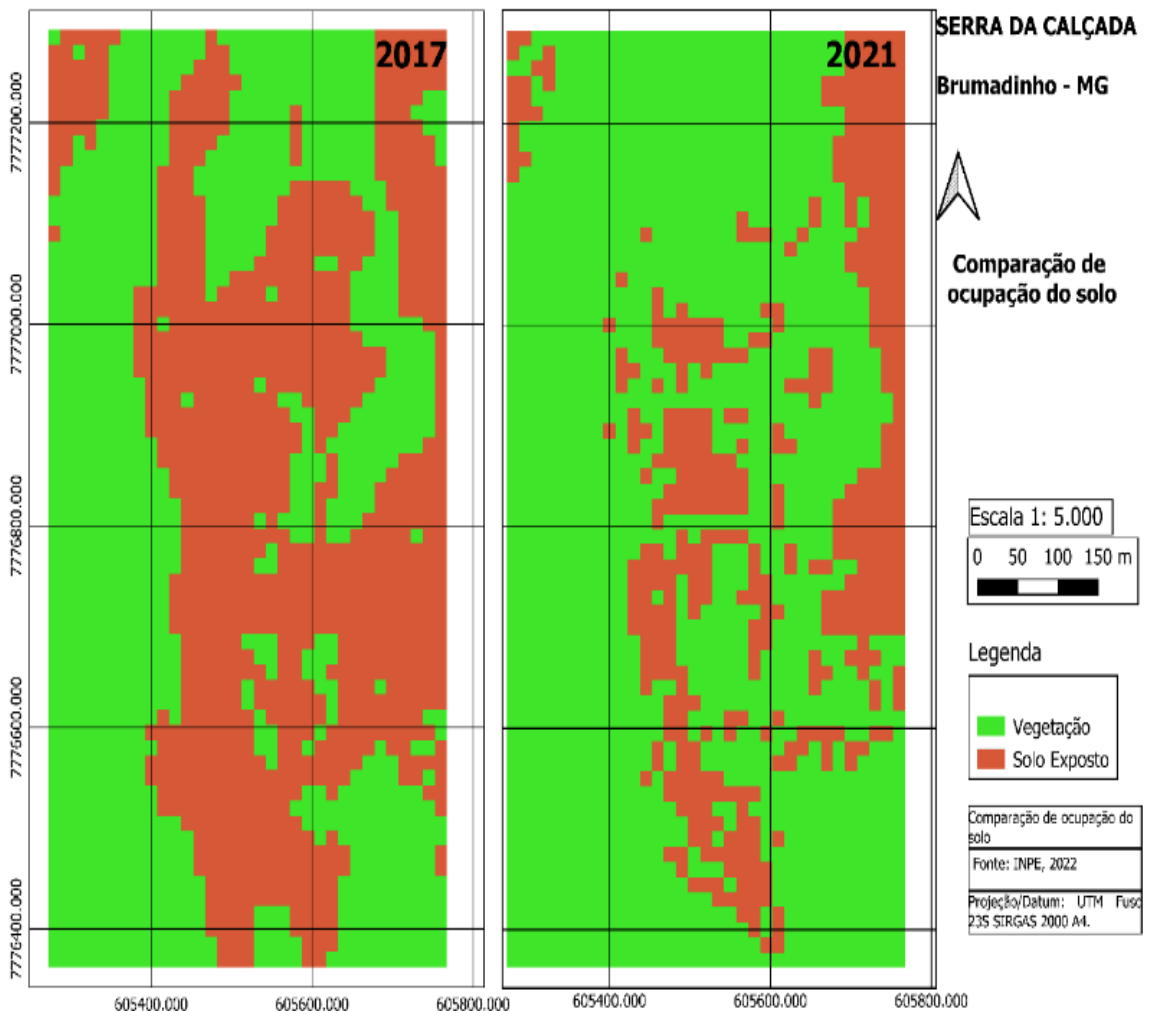
Fonte: Acervo pessoal do autor (2024).

Tabela 1 – Espécies comuns entre área experimental e preservada.

Espécies	Preservada	ESA	ESB
<i>Ageratum fastidiatum</i>	x	x	x
<i>Mesosetum ferrugineum</i>	x	x	x
<i>Paspallum pectinatum</i>	x	x	x
<i>Lagenocarpus rigidus</i>	x	x	
<i>Borreria capitata</i>	x		x

A expressiva ocupação de espécies nativas nas áreas experimentais foi confirmada visualmente pelo aumento significativo da cobertura vegetal após o procedimento de reabilitação (Figura 18), evidenciando incremento progressivo da cobertura entre 2017 e 2021, concomitante à redução das áreas de solo descoberto. Além disso, a diminuição do número de fragmentos indica que a cobertura vegetal vem se expandindo de forma mais uniforme. Assim, as métricas de paisagem utilizadas permitiram quantificar aspectos estruturais e sua relação espacial com funções ecológicas (Uemaa et al., 2009).

Figura 18 - Comparação da cobertura vegetal na área experimental (ES) antes (2017) e após (2021) os procedimentos de recuperação.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

4.2 Recuperação da Fertilidade do solo

Os resultados da análise físico-química dos solos das áreas estudadas são apresentados na Tabela 2. O pH do solo não apresentou variações significativas entre as áreas; entretanto, o conteúdo de fósforo foi significativamente maior em ES-B, diferenciando-se das demais áreas. Esses resultados sugerem um efeito positivo do tratamento de inoculação com fungos micorrízicos arbusculares (AMF).

Os AMF são fungos simbiotes que estabelecem associações mutualísticas com a maioria das plantas terrestres. Eles colonizam as raízes, formando estruturas especializadas chamadas arbúsculos, que aumentam significativamente a capacidade de absorção de nutrientes, especialmente fósforo (Smith; Read, 2008). Os AMF desempenham papel fundamental na absorção de fósforo por meio de uma estrutura micelial extensa, capaz de explorar grandes volumes de solo e ampliar a área de absorção de nutrientes (Smith; Smith, 2011).

Estudos indicam que a colonização radicular por AMF está frequentemente associada a um aumento expressivo no crescimento vegetal, sobretudo em solos com fósforo precipitado por ferro, alumínio ou cálcio. Esse incremento é atribuído à maior absorção de fósforo proporcionada pela simbiose com os AMF (Auge, 2001). Além do fósforo, os AMF também podem facilitar a absorção de outros nutrientes essenciais, como nitrogênio, potássio, micronutrientes e água.

Por outro lado, os níveis de fósforo na área preservada não diferiram significativamente daqueles observados em ES-A e na área degradada (Tabela 2), evidenciando que a fonte de fósforo não está diretamente relacionada à vegetação, mas sim à própria rocha matriz. Resultados semelhantes para essa região foram obtidos por Salim et al. (2022) e Medeiros et al. (2023). Assim, a inoculação com AMF aumentou a disponibilidade do fósforo já existente no solo para as plantas.

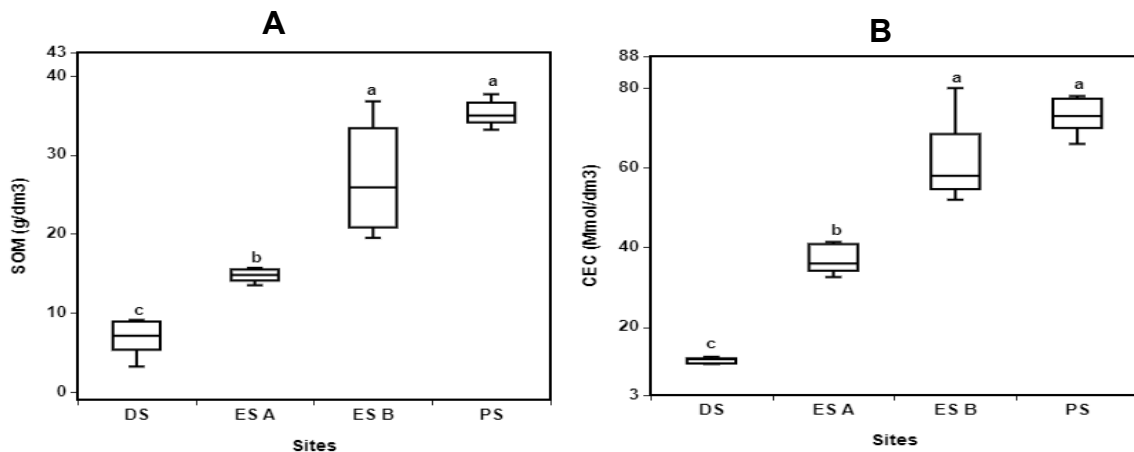
Os níveis de potássio (K) na área preservada foram significativamente superiores aos das demais áreas. Nas áreas ES-A e ES-B, os níveis de K não diferiram estatisticamente entre si, mas ambos foram superiores aos da área degradada, evidenciando o efeito positivo do plantio. Em relação ao cálcio (Ca), os níveis seguiram a seguinte ordem decrescente: PS > ES-B > ES-A > DS. Esses resultados indicam o

efeito positivo do plantio nas áreas ES-A e ES-B, bem como o efeito adicional da inoculação micorrízica em ES-B.

Quanto ao magnésio (Mg), os maiores níveis foram observados em PS e ES-B, sendo ambos significativamente superiores aos de ES-A. Esses dados reforçam, mais uma vez, o efeito benéfico da inoculação com AMF na disponibilidade de magnésio no solo.

Os resultados apresentados na Figura 19 confirmam o efeito significativo da inoculação micorrízica no aumento da fertilidade do solo. Quatro anos após o plantio, o teor de matéria orgânica (MO) (Figura 19A) em ES-B foi semelhante ao da área preservada e superior ao da área plantada, mas não inoculada (ES-A). Esses resultados corroboram a tendência já observada dois anos após a recuperação (Medeiros et al., 2023). No entanto, também foi registrada uma melhoria da fertilidade em ES-A, uma vez que, dois anos após o plantio, os níveis de MO nessa área não diferiam da área degradada (Medeiros et al., 2023), em contraste com os resultados atuais. Esses dados indicam um efeito positivo da vegetação estabelecida nas áreas em recuperação sobre a fertilidade do solo.

Figura 19 - Análise dos conteúdos de A: Matéria orgânica do solo (g/dm^3), B: capacidade de troca catiônica data em (mmol/dm^3) nos solos das áreas estudada.

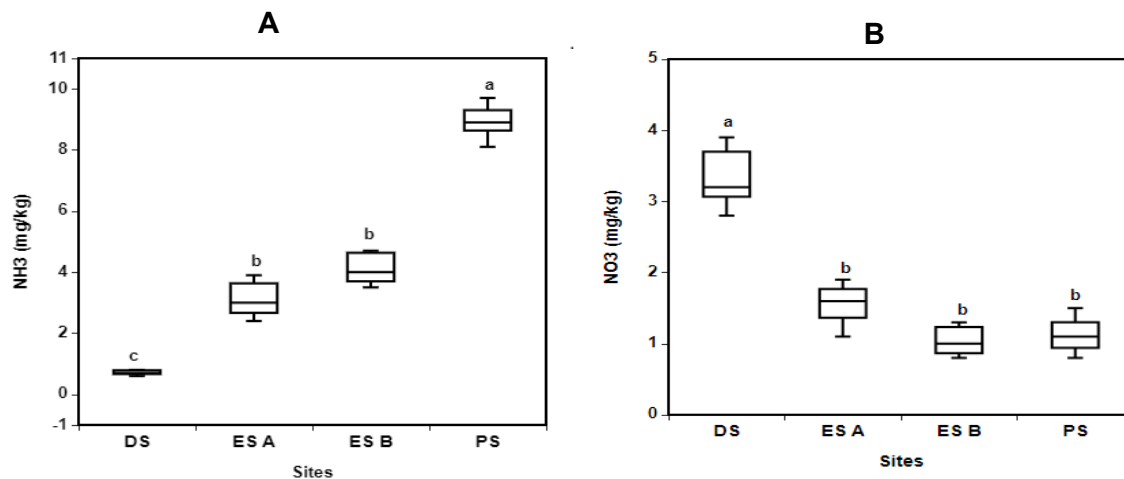


Resultados semelhantes foram obtidos para a capacidade de troca catiônica (CTC), como mostrado na Figura 19B. O solo em ES-B apresentou níveis de CTC semelhantes aos da área preservada, mas superiores aos encontrados em ES-A. Comparando com os resultados obtidos dois anos após o plantio (Medeiros et al., 2023), observa-se um aumento expressivo na fertilidade do solo em relação à CTC.

Os resultados apresentados na Figura 20A também confirmam o aumento da fertilidade tanto em ES-A quanto em ES-B, evidenciado pelo aumento significativo do

nitrogênio amoniacal disponível para as plantas em ambas as áreas, atribuído ao efeito do plantio. A maior disponibilidade de amônio na área preservada está associada ao fato de que o solo apresenta pH ácido e elevada umidade, estabelecendo um ambiente de microaerofilia. Sob tais condições, a oxidação do íon amônio é inibida. As plantas podem utilizar tanto o amônio quanto o nitrato; entretanto, a maioria apresenta, constitutivamente, transportadores para nitrato, que é a forma predominante em solos aeróbicos (Santamaría et al., 1998; Zhu & Wen, 1992), sendo, portanto, preferida na nutrição vegetal (Heberer & Below, 1989).

Figura 20 - Níveis de NH₃ (A) e NO₃ (B) nas áreas Preservada (PS), Experimental ES-A e Experimental ES-B



Em ambientes com baixo potencial redox, como nas áreas úmidas das nascentes de campo rupestre, a forma amoniacal torna-se dominante (Blanchart et al., 2018), como observado nas áreas em estudo (Figura 20A). A Figura 20B mostra que, ao contrário do nitrogênio amoniacal, os níveis de nitrogênio nítrico foram baixos tanto na área preservada quanto nas áreas experimentais ES-A e ES-B. Em contraste, na área degradada (DS), houve acúmulo de nitrogênio nítrico, o que sugere que, na ausência de vegetação, o nitrogênio amoniacal dissolvido e lixiviado da área preservada foi oxidado a nitrato.

Esse conjunto de resultados evidencia os efeitos positivos da recuperação da área. A expressiva dominância da família Poaceae, com ampla cobertura vegetal formada por gramíneas nativas, como *Mesosetum ferrugineum*, *Paspalum polyphyllum* e *Paspalum pectinatum*, indica que essas espécies estão acessando nitrogênio disponível para seu crescimento. Ademais, os dados sugerem que tais espécies podem desempenhar

papel relevante na ciclagem do nitrogênio do solo, tanto por meio de seus sistemas radiculares quanto pela decomposição de matéria orgânica.

Tabela 2 - Análise físico química do solo.

Parameters	DS	PS	ES-A	ES-B	DSx PS	DSx ES-A	DSx ES-B	PSx ES-A	PSx ES-B	ES-A x ES-B
pH	4.3	4.2	4.1	4.1	0.86	0,05	0,009	0,5	0,66	0.99
P (g/dm ³)	4.5	6.3	5.0	9.8	0.29	0.8	0.001	0.155	0.001	0.001
Potassium mg/dm ³	8.4	57.9	24.9	27.8	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.34
Calcium (mg/dm ³)	42.19	160.0	98.1	113.16	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Magnesium (mg/dm ³)	11.04	23.9	16.04	22.02	0.001	0.001	0.001	0.001	0.058	0.001

Esses resultados demonstram que os fungos inoculados, *Rhizophagus irregularis*, foram eficazes na disponibilização de nutrientes para as plantas nativas e também na produção de uma grande quantidade de glomalina no solo (Tabela 3), em níveis semelhantes aos encontrados na área preservada e superiores àqueles verificados na área não inoculada. A inoculação, no processo de recuperação, visa aumentar a disponibilidade de nutrientes, uma vez que as hifas micorrízicas são capazes de solubilizar fósforo, magnésio, potássio e cálcio da própria rocha matriz e da matéria orgânica (Swift, 2009; Berg & Staaf, 1980; Nannipieri et al., 2011; Palm et al., 1997; Zhang et al., 2007), tornando esses íons disponíveis para a vegetação.

Tabela 3 - Estimativa da População micorrízica (Número de esporos / g de solo) e produção de glomalina (µg/g soil) nas áreas em estudo: Área preservada (PS), Experimental 1 (ES-A) e Experimental 2 (ES-B).

Sites	AMF spores (Number/ g soil)	Glomalin (µg/g soil)
PS	8,9 ^a	6,7 ^a
ES-A	3,8 ^c	2,9 ^b
ES-B	6,5 ^b	7,0 ^a
DS	1,1 ^d	1,6 ^b

Por outro lado, o aumento significativo da glomalina evidencia o potencial de estabilização e agregação do solo, assegurando melhorias na fertilidade e na permeabilidade. Esses resultados reforçam o benefício da inoculação micorrízica, uma vez que a população micorrízica nativa não apresentou a mesma eficácia do fungo inoculado (Tabelas 2 e 3). Confirmando essa eficácia, os resultados mostram que a área inoculada apresentou também um aumento na porosidade total, especialmente na microporosidade, o que reforça a hipótese de maior agregação e estabilização estrutural do solo, com efeitos positivos sobre sua permeabilidade.

Os espaços sólidos e porosos são aspectos fundamentais da estrutura do solo. Os espaços porosos apresentam variação quanto ao tamanho e à função. Os macroporos têm diâmetros superiores a 50 nm, os mesoporos apresentam diâmetros entre 2–50 nm e os microporos têm diâmetros inferiores a 2 nm (Jozefaciuk et al., 2015; Mayer et al., 2004).

A porosidade, seu tamanho e distribuição dependem diretamente da formação de agregados. Assim, a porosidade está intrinsecamente relacionada com a agregação do solo e suas funções, incluindo permeabilidade, retenção de água, movimentação de água e ar, além do crescimento das raízes e das plantas (Pagliai & Vignozzi, 2002). Rabot et al. (2018) concluíram que a matéria orgânica do solo não apenas favorece a formação de agregados e poros, mas também protege os poros já existentes por meio da matéria orgânica húmica.

De fato, o aumento da microporosidade (Figura 21) observado em ES-B favoreceu a capacidade de retenção de água no solo. O benefício do plantio na recuperação tornou-se particularmente evidente na capacidade de armazenamento da água proveniente das nascentes, com incremento registrado quatro anos após o plantio (Figura 22A). Esses resultados contrastam com aqueles obtidos por Medeiros et al. (2023), dois anos após o plantio.

Figura 21 - Porosidade do solo nas áreas de estudo: Area preservada (PS), Experimental A (ES-A) e Experimental B (ES-B).

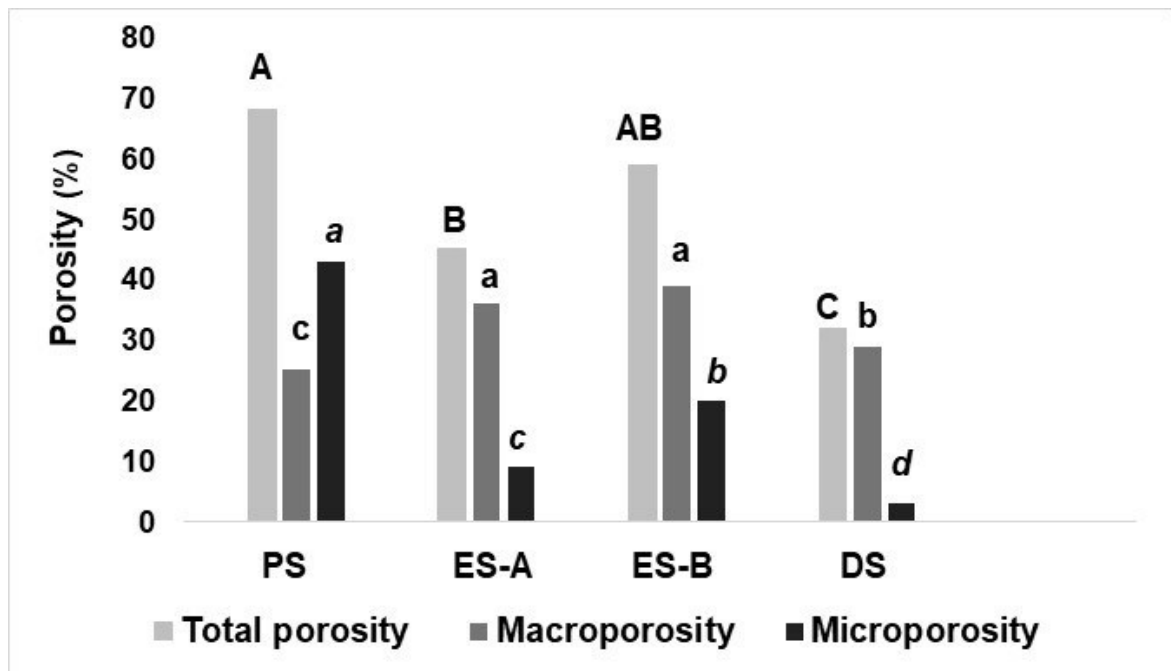
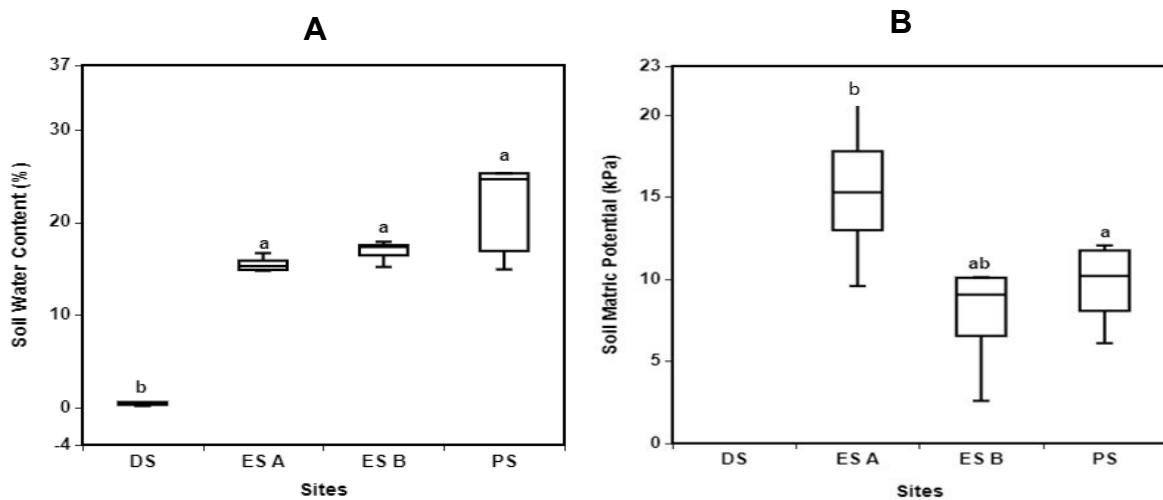


Figura 22- A: Conteúdo de água do solo (potencial gravimétrico) B: capacidade de retenção de água do solo (potencial mátrico) nas áreas de estudo.



No entanto, a capacidade de retenção de água do solo, avaliada por meio do potencial mátrico (Figura 22B), ou seja, a capacidade de manutenção da água proveniente das nascentes, foi maior na área preservada e na área inoculada com fungos micorrízicos, em comparação à área não inoculada. Essa elevada capacidade de retenção de água pode também ser atribuída à presença da família Poaceae, dominante tanto na área preservada quanto nas áreas em recuperação.

A menor eficácia na recuperação desses serviços ecossistêmicos observada na área não inoculada (ES-A) pode ter favorecido uma maior competição entre as espécies plantadas e espécies pioneiras, como aquelas do gênero *Andropogon*. Na Figura 23, observa-se a ocupação da vegetação nas duas áreas experimentais, sendo evidente uma maior densidade de cobertura vegetal em ES-B, atestando o sucesso do processo de recuperação das áreas degradadas em campo rupestre sobre quartzito.

Figura 23 - Demonstra a evolução da cobertura vegetal na área de estudo em 2017 quando a recuperação teve início, e 2024 evidenciando o sucesso das técnicas de plantio.

2017



2024



5 CONCLUSÕES

O plantio de espécies nativas, sem adubação, como estratégia de recuperação, revelou-se adequado e recomendado, uma vez que seis espécies presentes na área preservada passaram a dominar a ocupação da área em recuperação. As espécies dominantes na área preservada, pertencentes aos gêneros *Mesosetum* e *Paspalum*, também apresentaram dominância na área em recuperação, evidenciando um desenvolvimento sucessional direcionado à condição observada na área preservada.

Como esperado, o restabelecimento da biodiversidade encontra-se em processo de evolução, e os resultados indicaram que a inoculação micorrízica promoveu melhorias significativas na fertilidade do solo, acompanhadas por um aumento na biodiversidade local. Além disso, a inoculação micorrízica favoreceu o incremento da ocupação pelas espécies estabelecidas.

Os principais indicadores de recuperação da fertilidade do solo, especialmente favorecidos pela inoculação micorrízica, foram o aumento da matéria orgânica, da capacidade de troca catiônica (CTC), da microporosidade e do conteúdo de água. Esses parâmetros apresentaram melhoria progressiva ao longo do processo de recuperação.

REFERÊNCIAS

- ALVES, R. J. V.; SILVA, N. G. O fogo é sempre um vilão nos campos rupestres? **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, n. 2, p. 120–127, 2011.
- ANNE, B. et al. Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. **Landscape and Urban Planning**, v. 176, p. 1–9, 2018.
- ARAGÃO NETO, F. C.; TOFANI, F. P. The ruins of colonial gold mining in Serra da Calçada: Comprehension, intervention, conservation. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 7, p. 70510–70528, 2021.
- BAIÃO, É. E. et al. High C- and N-based soil fertility and microbial associations sustain the plant biodiversity of the campo rupestre in Brazil. **Geoderma Regional**, v. 25, p. e00401, 2021.
- BARBOSA, G. V.; RODRIGUES, D. M. S. **Quadrilátero Ferrífero**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1967.
- BENAYAS, J. M. R. et al. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, n. 5944, p. 1121–1124, 2009.
- BORGES, G. C. **Patrimônio Cultural da Serra da Calçada: Relatório de Monitoramento**. Relatório Técnico. Belo Horizonte: Associação para a Recuperação e Conservação Ambiental em Defesa da Serra da Calçada (ARCA-AMASERRA), 2008.
- BRADFORD, M. M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. **Analytical Biochemistry**, v. 72, n. 1–2, p. 248–254, 1976.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 2008.
- BURKOWSKI, P. M. **Vegetação e flora da Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil: levantamento e análise da similaridade florística entre as formações campestres ferruginosas e quartzíticas**. 2013. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Belo Horizonte, 2013.
- BURRIS, R. H.; ROBERTS, G. P. Biological nitrogen fixation. **Annual Review of Nutrition**, v. 13, n. 1, p. 317–335, 1993.
- CARVALHO NETO, G. de. **Análise da fragmentação florestal através de métricas da paisagem nas sub-bacias dos Rios Bananal e Bocaina**. 2021. 86 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Volta Redonda, 2021.

CONGEDO, L. Semi-Automatic Classification Plugin (SCP). 2022. Disponível em: <https://plugins.qgis.org/plugins/SemiAutomaticClassificationPlugin/>. Acesso em: jul. 2022.

COSTA, A. C. S.; TORINO, C. A.; RAK, J. G. Capacidade de troca catiônica dos colóides orgânicos e inorgânicos de latossolos do Estado do Paraná. **Acta Scientiarum**, v. 21, p. 491–496, 1999.

DIAS-MELO, R.; FERREIRA, F. M.; FORZZA, R. C. Panicoideae (Poaceae) no Parque Estadual de Ibitipoca, Minas Gerais – Brasil. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, p. 153–187, 2009.

DIDONATO, N. et al. Potential origin and formation for molecular components of humic acids in soils. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 178, p. 210–222, 2016.

DZINGIRAI, B. et al. Phenolic content and phospholipids peroxidation inhibition by methanolic extracts of two medicinal plants: **Elionurus muticus** and **Hypoxis hemerocallidea**. **African Journal of Biochemistry Research**, v. 1, n. 7, p. 137–141, 2007.

FERREIRA, F. M.; FORZZA, R. C. Florística e caracterização da vegetação da Toca dos Urubus, Baependi, Minas Gerais, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 131–148, 2009.

FRANCIS, C. A.; BEMAN, J. M.; KUYPERS, M. M. New processes and players in the nitrogen cycle: the microbial ecology of anaerobic and archaeal ammonia oxidation. **The ISME Journal**, v. 1, n. 1, p. 19–27, 2007.

FRANÇOIS, J. M.; REYES DÍAZ-GALLEGOS, J.; PÉREZ VEGA, A. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. **Investigaciones Geográficas**, n. 51, p. 53–72, 2003.

FÜLLER, T. N. et al. Caracterização fenotípica, fitoquímica e molecular de populações de **Elionurus muticus** (Spreng.) Kuntze (*capim-carona*). **Revista Brasileira de Plantas Medicináveis**, v. 12, n. 3, p. 261–268, 2010. DOI: 10.1590/S1516-05722010000300003.

GERDEMANN, J. W.; NICOLSON, T. Hs. Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 46, n. 2, p. 235–244, 1963.

GOLCHIN, A. et al. Soil structure and carbon cycling. **Australian Journal of Soil Research**, v. 32, p. 1043–1068, 1994. DOI: 10.1071/SR9941043.

HEBERER, J. A.; BELOW, F. E. Mixed nitrogen nutrition and productivity of wheat grown in hydroponics. **Annals of Botany**, v. 63, n. 6, p. 643–649, 1989.

LEININGER, S. et al. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. **Nature**, v. 442, n. 7104, p. 806–809, 2006.

LLANO, X. C. AcATaMa. 2022. Disponível em: <https://plugins.qgis.org/plugins>. Acesso em: jul. 2022.

MCGARIGAL, K. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.

MEDEIROS, M. B. et al. Rehabilitation of eroded trails and gullies on quartzite rock outcrops with native species in a high-altitude grassland. **Journal of Environmental Management**, v. 326, p. 116569, 2023.

NEBBIOSO, A.; PICCOLO, A. Advances in humeomics: enhanced structural identification of humic molecules after size fractionation of a soil humic acid. **Analytica Chimica Acta**, v. 720, p. 77–90, 2012.

NOGUEIRA, C. B. et al. The N-fixing legume **Periandra mediterranea** constrains the invasion of an exotic grass (**Melinis minutiflora** P. Beauv) by altering soil N cycling. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 11033, 2019.

NOGUERAS, P.; BURJACHS, F.; GALLART, F.; PUIGDEFÀBREGAS, J. Recent gully erosion in the El Cautivo badlands (Tabernas, SE Spain). **Catena**, v. 40, p. 203–215, 2000.

NORTON, Jeanette M. et al. Diversity of ammonia monooxygenase operon in autotrophic ammonia-oxidizing bacteria. **Archives of microbiology**, v. 177, p. 139–149, 2002.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding in soil science. **Advances in Agronomy**, v. 75, p. 58–134, 2002.

PICCOLO, Alessandro; MBAGWU, J. S. C. Humic substances and surfactants effects on the stability of two tropical soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, n. 3, p. 950-955, 1994.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: ago. 2025.

RABOT, E. et al. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. **Geoderma**, v. 314, p. 122–137, 2018.

RAVEN, J. A. et al. Costs of acquiring phosphorus by vascular land plants: patterns and implications for plant coexistence. **New Phytologist**, v. 217, n. 4, p. 1420–1427, 2018.

RIBEIRO, P. C. D. et al. Invasion of the Brazilian campo rupestre by the exotic grass **Melinis minutiflora** is driven by the high soil N availability and changes in the N cycle. **Science of the Total Environment**, v. 577, p. 202–211, 2017.

RILLIG, M. C. et al. Glomalin, an arbuscular-mycorrhizal fungal soil protein, responds to land-use change. **Plant and Soil**, v. 253, p. 293–299, 2003.

RILLIG, M. C. et al. Mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi increases soil water repellency and is sufficient to maintain water-stable soil aggregates. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 7, p. 1189–1191, 2010.

RITTER, M. R.; BAPTISTA, L. R. M. Levantamento florístico da família Asteraceae na “Casa de Pedra” e áreas adjacentes, Bagé, Rio Grande do Sul. **Iheringia, Série Botânica**, v. 60, n. 1, p. 5–10, 2005.

RODRIGUES, L. J. G. **Análise biogeográfica de *Microlicia cataphracta* (DC.) Versiane & Romero (Melastomataceae)**. 2022. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Biologia, Maringá, 2022.

ROMERO, R. Revisão taxonômica de ***Microlicia*** sect. *Chaetostomoides* (Melastomataceae). **Brazilian Journal of Botany**, v. 26, p. 429–435, 2003.

SALIM, I. S. H. **Avaliação dos efeitos do fogo nas relações funcionais entre a vegetação e fertilidade do solo em Campo Rupestre sobre quartzito**. 2019. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/45710>. Acesso em: ago. 2025.

SÁNCHEZ-KEN, J. G.; CLARK, L. G. Phylogeny and a new tribal classification of the Panicoideae s.l. (Poaceae) based on plastid and nuclear sequence data and structural data. **American Journal of Botany**, v. 97, n. 10, p. 1732–1748, 2010.

SANTAMARIA, P. et al. Fertilization strategies for lowering nitrate content in leafy vegetables: chicory and rocket salad cases. **Journal of Plant Nutrition**, v. 21, n. 9, p. 1791–1803, 1998.

SANTOS, C. H. B. **Crescimento de mudas frutíferas sob ação de microrganismos promotores de crescimento**. 2017. Tese (Doutorado em Agronomia – Produção Vegetal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Jaboticabal, 2017. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/151948>. Acesso em: ago. 2025.

SCHIMEL, J. P.; BENNETT, J. Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm. **Ecology**, v. 85, n. 3, p. 591–602, 2004.

- ŠIMANSKÝ, V.; BAJCAN, D. Stability of soil aggregates and their ability of carbon sequestration. **Soil & Water Research**, v. 9, n. 3, 2014.
- SIX, J.; PAUSTIAN, K. Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 68, p. A4–A9, 2014.
- SPOSITO, G. **The Chemistry of Soils**. 2. ed. Oxford: Oxford University Press, 1989.
- SMITH, S. E. et al. Roles of arbuscular mycorrhizas in plant phosphorus nutrition: interactions between pathways of phosphorus uptake in arbuscular mycorrhizal roots have important implications for understanding and manipulating plant phosphorus acquisition. **Plant Physiology**, v. 156, n. 3, p. 1050–1057, 2011.
- SWALLEN, J. R. The grass genus **Mesosetum**. **Brittonia**, v. 2, n. 4, p. 363–392, 1937.
- TAO, Z.-Y.; ZHANG, J.; ZHAI, J.-J. Characterization and differentiation of humic acids and fulvic acids in soils from various regions of China by nuclear magnetic resonance spectroscopy. **Analytica Chimica Acta**, v. 395, n. 1–2, p. 199–203, 1999.
- TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017.
- TOLEDO, J. M.; SCHULTZE-KRAFT, R. **Metodología para la evaluación agronómica de pastos tropicales**. Cali: CIAT, 1982.
- VIANA, P. L. et al. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: história, área de estudos e metodologia. **Rodriguésia**, v. 67, p. 1107–1124, 2016.
- VIANA, P. L.; LOMBARDI, J. A. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 58, p. 157–177, 2007.
- WRIGHT, S. F.; UPADHYAYA, A. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. **Soil Science**, v. 161, n. 9, p. 575–586, 1996.

YOUNG, A. R. M. Salt as an agent in the development of cavernous weathering. **Geology**, v. 15, n. 10, p. 962–966, 1987.

ZANIN, A.; LONGHI-WAGNER, H. M. Revisão de **Andropogon** L. (Poaceae–Panicoideae–Andropogoneae) no Brasil. 2001. Dissertação (Mestrado) – [Instituição não identificada], 2001.

ZHU, Z. L.; WEN, O. X. **Nitrogen in Soils of China**. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Publishing House, 1992.