

Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba
Centro de Ciências e Tecnologias para Sustentabilidade CCTS
Departamento de Ciências Ambientais DCA-So

Maycon Cristiano Barbosa

**Estrutura da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em florestas de
Araucaria angustifolia (Pinales: Araucariaceae)**

Sorocaba – SP
Maio – 2024

Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba
Centro de Ciências e Tecnologias para Sustentabilidade CCTS
Departamento de Ciências Ambientais DCA-So

Maycon Cristiano Barbosa

**Estrutura da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em florestas de
Araucaria angustifolia (Pinales: Araucariaceae)**

Monografia apresentada como
requisito parcial para obtenção do
título de bacharel em Engenharia
Florestal pela Universidade Federal de
São Carlos.

Orientador: Prof. Dr. Pedro José
Ferreira-Filho

Coorientador: Dr. Bruno dos Santos
Francisco

Sorocaba – SP

Abril – 2024

Barbosa, Maycon Cristiano

Estrutura da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em florestas de *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae) / Maycon Cristiano Barbosa -- 2024. 74f.

TCC (Graduação) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Pedro José Ferreira-Filho

Banca Examinadora: Karina Martins, Thierry Alexandre Pellegrinetti

Bibliografia

1. Fungos micorrízicos arbusculares. 2. Araucária. 3. Paisagem. I. Barbosa, Maycon Cristiano. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano - CRB/8 6979

Ficha de Aprovação

Estrutura da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em florestas de *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae)

Maycon Cristiano Barbosa

Monografia apresentada como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de São Carlos.

Aprovado em: 06/05/2024

Banca Examinadora

Documento assinado digitalmente



PEDRO JOSÉ FERREIRA FILHO

Data: 09/05/2024 15:38:49-0300

Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Orientador

Dr. Pedro José Ferreira Filho

Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba

Documento assinado digitalmente



KARINA MARTINS

Data: 09/05/2024 14:22:09-0300

Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Membro da banca (1)

Dra. Karina Martins

Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba

Documento assinado digitalmente



THIERRY ALEXANDRE PELLEGRINETTI

Data: 08/05/2024 19:57:19-0300

Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Membro da banca (2)

Dr. Thierry Alexandre Pellegrinetti

Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA – USP

Dedicatória

Dedico esta monografia à minha mãe, Francisca Zenaide Pereira Barbosa, ao meu pai, Daniel Paulo Barbosa, à minha irmã, Patrícia Pereira Barbosa e ao meu irmão, Murilo Pereira Barbosa. Esta conquista não teria sido possível sem o apoio incondicional da minha família.

Agradecimentos

Agradeço ao meu orientador, Dr. Pedro José Ferreira-Filho, e ao meu coorientador de duas iniciações científicas, Dr. Bruno dos Santos Francisco, por tudo que me ensinaram nessa trajetória.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

A todas as pessoas que tiveram singular importância em momentos significativos da minha vida: Marilaine, Nicole, Natália, Thiago, Lara, Márcia, Kevin, Ester, Matheus, Pamela, Camila, Wallace e Wendel.

A Denise Mescolotti e ao laboratório de Microbiologia do Solo (ESALQ-USP) por cada ensinamento e oportunidade. Ao professor Dr. Sidney Luiz Sturmer pelos conhecimentos compartilhados.

A professora Dra. Letícia Souto e ao Laboratório de Diversidade Vegetal (LADIVE-USFCar) pelo apoio técnico. A professora Dra. Janaína Braga do Carmo e ao Laboratório de Ações Antropogênicas pelo apoio e oportunidades.

Aos professores Cláudio Thiersch e Mônica Thiersch pelos conhecimentos compartilhados.

A professora Dra. Eliana Akie Simabukuro pelo apoio, conhecimento compartilhado e incentivo.

Ao Dr. Thiago Phillipe de Camargo e Timo pelo apoio e conhecimentos compartilhados.

A todos os professores e professoras do curso de Bacharelado em Engenharia Florestal da Universidade Federal de São Carlos, *Campus* Sorocaba, pela significativa importância na minha formação profissional e acadêmica.

“Viver é enfrentar um problema atrás do outro. O modo como você o encara é que faz a diferença.”

Benjamin Franklin

Sumário

1 Revisão bibliográfica	10
1.1 Fungos micorrízicos arbusculares	10
1.2 Abordagem bayesiana para modelagem ambiental e microbiológica	12
2 Referências	14
Capítulo 1	20
Análise multicritério da funcionalidade ecológica de matas de <i>Araucaria angustifolia</i> (Pinales: Araucariaceae) e diversidade de fungos micorrízicos arbusculares	20
Resumo	20
Abstract	20
1 Introdução	21
2 Material e métodos	22
2.1 Área de estudo	22
2.2 Amostragem da comunidade de FMA de solo e serrapilheira	24
2.3 Amostragem da funcionalidade ecológica	25
2.4 Análise da comunidade de FMA de solo e serrapilheira	25
2.5 Análise da funcionalidade ecológica	25
3 Resultados	27
3.1 Composição e diversidade de FMA do solo e serrapilheira	27
3.2 Análise da funcionalidade ecológica	30
3 Discussão	34
5. Conclusão	36
6. Referências	37
Capítulo 2	44
Comunidade de fungos micorrizicos arbusculares na rizosfera e serrapilheira de florestas de <i>Araucaria angustifolia</i> (Pinales: Araucariaceae): abordagem bayesiana	44
Resumo	44
Abstract	44
1 Introdução	45
2 Material e Métodos	45
2.1 Área de estudo	45
2.2 Amostragem da comunidade de FMA do solo e serrapilheira	46
2.3 Caracterização das variáveis ambientais	48
2.4 Análise dos dados	48
3 Resultados	52
3.1 Seleção de variáveis ambientais preditoras da abundância de FMA	52
3.2 Preditores das comunidades de FMA	54

4 Discussão	61
5. Conclusão	63
6. Referências.....	64
7. Material suplementar (MS).....	71

1 Revisão bibliográfica

1.1 Fungos micorrízicos arbusculares

O microbioma da rizosfera pode ser definido como a região ao entorno das raízes das plantas onde ocorre uma intensa atividade biológica mediada por genomas microbianos e com intensos impactos sobre seus hospedeiros (Bulgarelli et al. 2015; Singh et al. 2004). Fungos micorrízicos arbusculares, bactérias fixadoras de nitrogênio, rizobactérias promotoras de crescimento e microrganismos patogênicos dividem o espaço deste microbioma e são responsáveis pelo desempenho dos hospedeiros e do ecossistema (Mendes et al. 2013). A interação entre as plantas e o microbioma é fundamental para o bom desenvolvimento da comunidade vegetal (Weyens et al. 2009), mas é importante levar em consideração fatores em concorrência que irão determinar a saúde do sistema, como a interação da microbiota com estágio de desenvolvimento, o tipo de solo, nutrição (Micallef et al. 2009a; Qiao et al. 2017) e pH (Lauber et al. 2009), bem como a distribuição geográfica (Andrew et al. 2012). A compreensão dos mecanismos que regem o funcionamento pleno da interação planta-solo-microbioma-ambiente é importante para garantir a produtividade e saúde dos sistemas ecológicos (de Faria et al. 2020).

O microbioma da rizosfera é modificado pelas espécies de plantas hospedeiras (Haichar et al. 2008). Efeitos genéticos e da idade das plantas são observados sobre a estrutura da comunidade microbiológica, como relatado em *Bradyrhizobium*, *Bacillus* e *Stenotrophomonas* que foram mais abundantes na floração em comparação com as fases vegetativa e madura de *Glycine max* (L.) Merrill (Sugiyama et al. 2014). Os efeitos destacados podem ser gerais, uma vez que o microbioma da rizosfera pode ser mais atuante nos estágios de crescimento das plantas jovens (Jin et al. 2009; Micallef et al. 2009b; Xu et al. 2009) ou durante a floração (Inceoğlu et al. 2010; Smalla et al. 2001).

As comunidades de plantas têm o potencial de recrutamento do seu próprio microbioma através de exsudatos radiculares como compostos flavanóides e estrigolactonas, importantes metabólitos secundários para o estabelecimento da simbiose entre plantas, rizóbios e micorrizas (Bednarek et al. 2010; Haichar et al. 2014; Wang et al. 2012a) pela produção de monômeros de cutina que permitem a formação de hipopódios no ciclo simbiótico (Wang et al. 2012b). O estabelecimento da simbiose pode ser afetado por mudanças na paisagem e na comunidade de plantas. Mummey e Rillig (2006) observaram efeitos negativos sobre os parâmetros de diversidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em áreas sob a infestação da exótica *Centaurea maculosa* Lam. quando comparadas a pastagens nativas. Broz et al (2007), por sua vez, obtiveram o mesmo resultado para toda a comunidade de fungos sob o mesmo cenário. Neste sentido, a domesticação de plantas e a simplificação da paisagem indicam alterar a estrutura e função do microbioma da rizosfera (Pérez-Jaramillo et al. 2015) e possivelmente também da hifosfera, fina zona de solo ao redor das hifas de FMA que extrapola a zona radicular (Wang et al. 2022).

Quando se trata de ecossistemas florestais, invasões biológicas podem não ter um efeito deletério sobre o microbioma e FMA. Gomes et al. (2018) relataram o aumento da

riqueza de FMA em habitats invadidos por espécies exóticas comparativamente aos habitats naturais no Havaí, elucidando um efeito mais relacionado a barreiras geográficas delimitadas por bacias hidrográficas e dispersão sobre esta comunidade. Sepp et al. (2018), por sua vez, destacaram que um hospedeiro em diferentes condições ambientais atua como um filtro adicional à comunidade de FMA disponível, mas que a composição taxonômica de FMA é responsiva aos efeitos de condições ambientais locais moldadas pela intensificação do uso da terra. Bainard et al. (2015) também destacam que o uso agrícola em pradarias canadenses afetava a diversidade e composição da comunidade de FMA quando comparado a habitats preservados. Na Tanzânia, Stevens et al. (2020) também identificaram o efeito de filtragem de comunidades de FMA por plantas hospedeiras, contudo, os atributos edáficos locais e atividades de pastoreio influenciaram na diversidade e abundância entre as áreas. Esses autores identificaram correlação positiva da densidade de esporos com a concentração de fósforo e negativa com a precipitação, além disso o conteúdo de argila, silte e teores de ferro (Fe) no solo também foram determinantes para a comunidade de esporos. Chen et al. (2020) avaliaram gradientes topográficos e espécies hospedeiras para FMA e concluíram que embora o declive não tenha representado um fator determinante para a comunidade fúngica, os resultados para a filtragem de FMA pelas espécies hospedeiras corroboravam com outros autores.

Em geral, as comunidades de plantas funcionam como filtro no recrutamento do microbioma do solo, incluindo FMA (Sepp et al. 2019), porém, os fatores abióticos modulam a comunidade micorrízica e este é um processo particular para cada ecossistema (Davison et al. 2016).

Considerando o efeito abiótico sobre o microbioma, a conversão de florestas em agricultura pode modificar a estrutura de comunidades fúngicas no solo ao gerar mudanças em parâmetros nutricionais como teores de cobre, cálcio, ferro, alumínio, NH_4^+ , N_{total} , capacidade de troca de cátions e saturação por bases do solo (Merloti et al. 2019; Valadares-Pereira et al. 2017). Além disso, Goss-Souza et al. (2017) destacam que a intensidade do uso da terra após eventos de desmatamento é determinante para a construção e adaptação de comunidades microbianas do solo, com a diversidade sofrendo forte pressão homogeneizadora e perda de características funcionais, como aminoácidos e metabolismo de compostos aromáticos. Goss-Souza et al. (2019) destacam ainda que apesar da perda de diversidade a longo prazo nestas conversões de uso da terra, o microbioma da rizosfera das culturas agrícolas posteriores pode manter a resiliência funcional. Padrões de composição do microbioma após mudanças de longo prazo no uso da terra são relacionados ao contexto histórico e evolutivo das respectivas áreas, bem como limitações à dispersão e interação entre táxons (Goss-Souza et al. 2022), e apesar da perda funcional e de diversidade com o uso agrícola, Pedrinho et al. (2020) destacam que processos de restauração podem recuperar os grupos microbianos e suas funções.

As atividades agrícolas, como o pastoreio, representam condições de estresse e podem ter efeitos contrastantes sobre a estrutura de comunidade e funções de FMA, variando entre ecossistemas (Barto e Rillig 2010; Van der Heyde et al. 2019). Bardgett et al. (1998) mostraram que comunidades de plantas sob herbivoria podem aumentar a simbiose com comunidades fúngicas e, em contrapartida, Frew (2021) destaca que esta atividade também pode reduzir a abundância de FMA devido a redução da disponibilidade

de fotossintatos no sistema. O microbioma do solo e da rizosfera está em grande mudança ao longo do tempo e do espaço e flutuações distintas podem ser observadas entre as diferentes comunidades (Pereira e Silva et al. 2012) e a diversidade conjunta desse microbioma é importante para a colonização micorrízica (Ferreira et al. 2021)

O recente campo de estudos sobre tratamentos históricos do solo e da biodiversidade vegetal visa elucidar o feedback de perturbações de longo prazo no ambiente sobre o funcionamento das interações planta-solo-micróbios. Como elucidado por Albracht et al. (2024), a história comum do solo é um importante fator que molda as comunidades de FMA, superando a interação conjunta de história solo-planta e histórico da diversidade de plantas. Estes resultados revelam importantes efeitos do uso do solo a longo prazo sobre comunidades microbianas, tema ainda pouco compreendido. Considerado isto, a influência abiótica destacada anteriormente, a endemicidade moderada de algumas espécies de FMA (Stürmer et al. 2018) e o estudo de FMA sob a influência da paisagem podem representar um campo de pesquisa particularmente importante.

1.2 Abordagem bayesiana para modelagem ambiental e microbiológica

A abordagem bayesiana é bastante informativa para mostrar como o perfil de um organismo, população ou comunidade se comporta de acordo com a variação do ambiente (Yu et al. 2012) e com a interação entre múltiplas variáveis (Wu and Chang 2022), através de modelos multivariados para um determinado conjunto de variáveis $X = \{X_1, \dots, X_2\}$ (Aguilera et al. 2011). A análise bayesiana é baseada em uma predição probabilística de um evento futuro de uma distribuição (*posteriori*) com base em observações informadas previamente (*priori*). A inferência bayesiana, portanto, preocupa-se com a solução de problemas de inferência estatística provendo uma declaração assertiva de probabilidade sobre um estado de natureza, que normalmente é descrito por um ou mais parâmetros. Dado um parâmetro Θ (condutividade hidráulica, por exemplo), a solução para o problema de inferência é dada por uma distribuição a *posteriori* $p(\Theta | y)$ que mostra o que se pode inferir sobre um parâmetro Θ dado o conjunto de dados y a partir de um estado anterior informado, representado por $p(\Theta)$ (Box and Tiao 1992).

As redes bayesianas provêm modelos gráficos probabilísticos com poderosa teoria de probabilidade envolvida, mas no cenário ambiental, ainda possui um potencial inexplorado (Aguilera et al. 2011). Na microbiologia, Huang e Li (2020) utilizaram a abordagem bayesiana para prever sobre o crescimento de *Clostridium perfringens* Kelly (1933) (Clostridiales: Clostridiaceae) em carne de frango sob diferentes perfis de resfriamento, conseguindo previsões com baixo erro quadrático médio ($\pm 0,1 \log$ UFS/g) e residual ($\pm 0,25 \log$ UFS/g) e Abe et al. (2020) utilizaram cadeias bayesianas de Markov e Monte Carlo (MCMC) para determinar a incerteza e variabilidade na sobrevivência de *Bacillus simplex* (ex Meyer and Gottheil 1901) Priest et al. 1989 (Bacillales: Bacillaceae) em eventos de processamento isotérmico e não isotérmico, encontrando múltiplos modelos de previsão estocástica mesmo em ambientes dinâmicos. Já Zhang et al. (2022) utilizaram cadeias bayesianas de Markov e Monte Carlo (MCMC) para reconstruir associações ancestrais entre o fungo ectomicorrízico *Suillus* e seu hospedeiro *Pinus*,

gerando cerca de $1,01 \times 10^6$ iterações e analisando a convergência MCMC para aceitação da relação filogenética. Além disso, Wang e Chen (2013) utilizaram da inferência bayesiana e MCMC para analisar a incerteza sobre parâmetros em padrões de emissões de gases de efeito estufa do solo, elucidando que a metodologia pode ser aplicada para acesso da incerteza em diversos modelos de sistemas ecológicos.

Na microbiologia do solo, Maciel et al. (2020) utilizaram da inferência bayesiana e MCMC para identificar padrões de associação espécies-espécie de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e destes com covariáveis preditores do ambiente, como dados edáficos e de precipitação. Esta abordagem permitiu estimar a associação interespecie para FMA de floresta ombrófila densa e semidecídua na costa do nordeste brasileiro. Stevens et al. (2018), por sua vez, partindo da validação da importância da simbiose de FMA e pastagens naturais e a influência de fatores bióticos e abióticos, utilizaram da mesma abordagem bayesiana para inferir sobre a influência desta simbiose na produção de diferentes níveis tróficos no Parque Nacional do Serengeti, Tanzânia. Esses autores identificaram que os nutrientes fornecidos exclusivamente por FMA para as plantas hospedeiras mantêm parte da cadeia alimentar no Serengeti. A abordagem bayesiana também foi importante para a determinação de da relação entre o declínio de florestas de *Quercus suber* L. (1753) na Espanha, e a interação planta-micorríza nestes ambientes por Ibáñez et al. (2015). Os autores elucidaram a não interferência de variáveis abióticas sobre a estrutura de comunidade de FMA e a grande importância destes microrganismos no estabelecimento de novas plantas de carvalho. Modelos bayesianos hierárquicos foram utilizados por Zhu et al. (2018) para determinar a relação de estoques de carbono, nitrogênio e C:N em solos de florestas no oeste dos Estados Unidos com o tipo de colonização micorrízica (FMA ou ectomicorrizas), e mostraram que tipos micorrízicos na paisagem juntamente com a filogenia de plantas e a temperatura são importantes na predição das variáveis biogeoquímicas avaliadas.

Por fim, Lynn et al. (2019) evidenciaram a importância da inclusão de dados sobre interação biótica FMA-planta em modelagens para a determinação da abundância de plantas em montanhas rochosas nos Estados Unidos. Este preditor biótico revelou comportamentos sinérgicos e antagônicos da simbiose dependendo da espécie de planta avaliada sob um gradiente de estresse abiótico, que pôde alterar o comportamento da comunidade de FMA de benéfica para parasítica. Dessa forma, a abordagem bayesiana se mostra eficaz em estudos que visam compreender padrões de diversidade de FMA em função de variáveis ambientais.

2 Referências

- Abe, Hiroki, Kento Koyama, Kohei Takeoka, Shinya Doto, and Shigenobu Koseki. 2020. “Describing the Individual Spore Variability and the Parameter Uncertainty in Bacterial Survival Kinetics Model by Using Second-Order Monte Carlo Simulation.” *Frontiers in Microbiology* 11:539478. doi: 10.3389/FMICB.2020.00985/BIBTEX.
- Aguilera, P. A., A. Fernández, R. Fernández, R. Rumí, and A. Salmerón. 2011. “Bayesian Networks in Environmental Modelling.” *Environmental Modelling & Software* 26(12):1376–88. doi: 10.1016/J.ENVSOFT.2011.06.004.
- Albracht, Cynthia, Marcel Dominik Solbach, Justus Hennecke, Leonardo Bassi, Geert Roelof van der Ploeg, Nico Eisenhauer, Alexandra Weigelt, François Buscot, and Anna Heintz-Buschart. 2024. “Common Soil History Is More Important than Plant History for Arbuscular Mycorrhizal Community Assembly in an Experimental Grassland Diversity Gradient.” *Biology and Fertility of Soils* 1–16. doi: 10.1007/S00374-024-01821-0/METRICS.
- Andrew, David R., Robert R. Fitak, Adrian Munguia-Vega, Adriana Racolta, Vincent G. Martinson, and Katerina Dontsova. 2012. “Abiotic Factors Shape Microbial Diversity in Sonoran Desert Soils.” *Applied and Environmental Microbiology* 78(21):7527–37. doi: 10.1128/AEM.01459-12.
- Bainard, Luke D., Mulan Dai, Eduardo Furrázola Gomez, Yamir Torres-Arias, Jillian D. Bainard, Min Sheng, Warren Eilers, and Chantal Hamel. 2015. “Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities Are Influenced by Agricultural Land Use and Not Soil Type among the Chernozem Great Groups of the Canadian Prairies.” *Plant and Soil* 387(1–2):351–62. doi: 10.1007/S11104-014-2288-1/METRICS.
- Bardgett, Richard D., David A. Wardle, and Gregor W. Yeates. 1998. “Linking Above-Ground and below-Ground Interactions: How Plant Responses to Foliar Herbivory Influence Soil Organisms.” *Soil Biology and Biochemistry* 30(14):1867–78. doi: 10.1016/S0038-0717(98)00069-8.
- Barto, E. Kathryn, and Matthias C. Rillig. 2010. “Does Herbivory Really Suppress Mycorrhiza? A Meta-Analysis.” *Journal of Ecology* 98(4):745–53. doi: 10.1111/J.1365-2745.2010.01658.X.
- Bednarek, Paweł, Chian Kwon, and Paul Schulze-Lefert. 2010. “Not a Peripheral Issue: Secretion in Plant–Microbe Interactions.” *Current Opinion in Plant Biology* 13(4):378–87. doi: 10.1016/J.PBI.2010.05.002.
- Box, George E. P., and George C. Tiao. 1992. *Bayesian Inference in Statistical Analysis*. Vol. 1.
- Bulgarelli, Davide, Ruben Garrido-Oter, Philipp C. Münch, Aaron Weiman, Johannes Dröge, Yao Pan, Alice C. McHardy, and Paul Schulze-Lefert. 2015. “Structure and Function of the Bacterial Root Microbiota in Wild and Domesticated Barley.” *Cell Host & Microbe* 17(3):392. doi: 10.1016/J.CHOM.2015.01.011.

- Chen, Weile, Roger T. Koide, and David M. Eissenstat. 2020. "Topographic and Host Effects on Arbuscular Mycorrhizal and Ectomycorrhizal Fungal Communities in a Forested Watershed." *Ecosystems* 23(8):1537–46. doi: 10.1007/S10021-020-00486-8/METRICS.
- Davison, John, Mari Moora, Teele Jairus, Martti Vasar, Maarja Öpik, and Martin Zobel. 2016. "Hierarchical Assembly Rules in Arbuscular Mycorrhizal (AM) Fungal Communities." *Soil Biology and Biochemistry* 97:63–70. doi: 10.1016/J.SOILBIO.2016.03.003.
- de Faria, Mírian Rabelo, Lilian Simara Abreu Soares Costa, Josiane Barros Chiaramonte, Wagner Bettioli, and Rodrigo Mendes. 2020. "The Rhizosphere Microbiome: Functions, Dynamics, and Role in Plant Protection." *Tropical Plant Pathology* 2020 46:1 46(1):13–25. doi: 10.1007/S40858-020-00390-5.
- Ferreira, Dorotéia Alves;, Thais Freitas; Da Silva, Victor Satler; Pylro, Joana Falcão; Salles, Fernando Dini; Andreote, and Francisco Dini-Andreote. 2021. "Soil Microbial Diversity Affects the Plant-Root Colonization by Arbuscular Mycorrhizal Fungi." *Microbial Ecology* 82:100–1003. doi: 10.1007/s00248-020-01502-z.
- Frew, Adam. 2021. "Aboveground Herbivory Suppresses the Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis, Reducing Plant Phosphorus Uptake." *Applied Soil Ecology* 168:104133. doi: 10.1016/J.APSOIL.2021.104133.
- Gomes, Sofia I. F., Vincent S. F. T. Merckx, and Nicole A. Hynson. 2018. "Biological Invasions Increase the Richness of Arbuscular Mycorrhizal Fungi from a Hawaiian Subtropical Ecosystem." *Biological Invasions* 20(9):2421–37. doi: 10.1007/S10530-018-1710-7/TABLES/2.
- Goss-Souza, Dennis, Lucas William Mendes, Clovis Daniel Borges, Dilmar Baretta, Siu Mui Tsai, and Jorge L. M. Rodrigues. 2017. "Soil Microbial Community Dynamics and Assembly under Long-Term Land Use Change." *FEMS Microbiology Ecology* 93(10):109. doi: 10.1093/FEMSEC/FIX109.
- Goss-Souza, Dennis, Lucas William Mendes, Clovis Daniel Borges, Jorge L. M. Rodrigues, and Siu Mui Tsai. 2019. "Amazon Forest-to-Agriculture Conversion Alters Rhizosphere Microbiome Composition While Functions Are Kept." *FEMS Microbiology Ecology* 95(3). doi: 10.1093/FEMSEC/FIZ009.
- Goss-Souza, Dennis, Siu Mui Tsai, Jorge Luiz Mazza Rodrigues, Osmar Klauberg-Filho, José Paulo Sousa, Dilmar Baretta, and Lucas William Mendes. 2022. "Biogeographic Responses and Niche Occupancy of Microbial Communities Following Long-Term Land-Use Change." *Antonie van Leeuwenhoek* 2022 115:9 115(9):1129–50. doi: 10.1007/S10482-022-01761-5.
- Haichar, Feth El Zahar, Christine Marol, Odile Berge, J. Ignacio Rangel-Castro, James I. Prosser, Jérôme Balesdent, Thierry Heulin, and Wafa Achouak. 2008. "Plant Host Habitat and Root Exudates Shape Soil Bacterial Community Structure." *The ISME Journal* 2(12):1221–30. doi: 10.1038/ISMEJ.2008.80.

- Haichar, Feth el Zahar, Catherine Santaella, Thierry Heulin, and Wafa Achouak. 2014. "Root Exudates Mediated Interactions Belowground." *Soil Biology and Biochemistry* 77:69–80. doi: 10.1016/J.SOILBIO.2014.06.017.
- van der Heyde, Mieke, Lynette K. Abbott, Catherine Gehring, Vasilis Kokkoris, and Miranda M. Hart. 2019. "Reconciling Disparate Responses to Grazing in the Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis." *Rhizosphere* 11:100167. doi: 10.1016/J.RHISPH.2019.100167.
- Huang, Lihan, and Changcheng Li. 2020. "Growth of *Clostridium Perfringens* in Cooked Chicken during Cooling: One-Step Dynamic Inverse Analysis, Sensitivity Analysis, and Markov Chain Monte Carlo Simulation." *Food Microbiology* 85:103285. doi: 10.1016/J.FM.2019.103285.
- Ibáñez, Beatriz, Lorena Gómez-Aparicio, José M. Ávila, Ignacio M. Pérez-Ramos, Luis V. García, and Teodoro Marañón. 2015. "Impact of Tree Decline on Spatial Patterns of Seedling-Mycorrhiza Interactions: Implications for Regeneration Dynamics in Mediterranean Forests." *Forest Ecology and Management* 353:1–9. doi: 10.1016/J.FORECO.2015.05.014.
- Inceoğlu, Özgül, Joana Falcão Salles, Leo Van Overbeek, and Jan Dirk Van Elsas. 2010. "Effects of Plant Genotype and Growth Stage on the Betaproteobacterial Communities Associated with Different Potato Cultivars in Two Fields." *Applied and Environmental Microbiology* 76(11):3675–84. doi: 10.1128/AEM.00040-10/SUPPL_FILE/INCEOGLU_ET_AL__SUPPLEMENTAL_FIGURES_CORR.PPT.
- JIN, Jian, Guang Hua WANG, Xiao Bing LIU, Jü Dong LIU, Xue Li CHEN, and S. J. HERBERT. 2009. "Temporal and Spatial Dynamics of Bacterial Community in the Rhizosphere of Soybean Genotypes Grown in a Black Soil." *Pedosphere* 19(6):808–16. doi: 10.1016/S1002-0160(09)60176-4.
- Lauber, Christian L., Micah Hamady, Rob Knight, and Noah Fierer. 2009. "Pyrosequencing-Based Assessment of Soil PH as a Predictor of Soil Bacterial Community Structure at the Continental Scale." *Applied and Environmental Microbiology* 75(15):5111–20. doi: 10.1128/AEM.00335-09.
- Lynn, Joshua S., Melanie R. Kazenel, Stephanie N. Kivlin, and Jennifer A. Rudgers. 2019. "Context-Dependent Biotic Interactions Control Plant Abundance across Altitudinal Environmental Gradients." *Ecography* 42(9):1600–1612. doi: 10.1111/ECOG.04421.
- Maciel Rabelo Pereira, Camilla, Álvaro López-García, Danielle Karla Alves da Silva, Leonor Costa Maia, Tobias Guldberg Frøslev, Rasmus Kjøller, and Søren Rosendahl. 2020. "Tropical Forest Type Influences Community Assembly Processes in Arbuscular Mycorrhizal Fungi." *Journal of Biogeography* 47(2):434–44. doi: 10.1111/JBI.13739.
- Mendes, Rodrigo, Paolina Garbeva, and Jos M. Raaijmakers. 2013. "The Rhizosphere Microbiome: Significance of Plant Beneficial, Plant Pathogenic, and Human

- Pathogenic Microorganisms.” *FEMS Microbiology Reviews* 37(5):634–63. doi: 10.1111/1574-6976.12028.
- Merloti, Luis Fernando, Lucas William Mendes, Alexandre Pedrinho, Leandro Fonseca de Souza, Beatriz Maria Ferrari, and Siu Mui Tsai. 2019. “Forest-to-Agriculture Conversion in Amazon Drives Soil Microbial Communities and N-Cycle.” *Soil Biology and Biochemistry* 137:107567. doi: 10.1016/J.SOILBIO.2019.107567.
- Micallef, Shirley A., Michael P. Shiaris, and Adán Colón-Carmona. 2009a. “Influence of *Arabidopsis Thaliana* Accessions on Rhizobacterial Communities and Natural Variation in Root Exudates.” *Journal of Experimental Botany* 60(6):1729–42. doi: 10.1093/JXB/ERP053.
- Micallef, Shirley A., Michael P. Shiaris, and Adán Colón-Carmona. 2009b. “Influence of *Arabidopsis Thaliana* Accessions on Rhizobacterial Communities and Natural Variation in Root Exudates.” *Journal of Experimental Botany* 60(6):1729–42. doi: 10.1093/JXB/ERP053.
- Mummey, Daniel L., and Matthias C. Rillig. 2006. “The Invasive Plant Species *Centaurea Maculosa* Alters Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities in the Field.” *Plant and Soil* 288(1–2):81–90. doi: 10.1007/S11104-006-9091-6/METRICS.
- Pedrinho, Alexandre, Lucas William Mendes, Luis Fernando Merloti, Fernando Dini Andreote, and Siu Mui Tsai. 2020. “The Natural Recovery of Soil Microbial Community and Nitrogen Functions after Pasture Abandonment in the Amazon Region.” *FEMS Microbiology Ecology* 96(9):149. doi: 10.1093/FEMSEC/FIAA149.
- Pereira e Silva, Michele C., Armando Cavalcante Franco Dias, Jan Dirk van Elsas, and Joana Falcão Salles. 2012. “Spatial and Temporal Variation of Archaeal, Bacterial and Fungal Communities in Agricultural Soils.” *PLOS ONE* 7(12):e51554. doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0051554.
- Pérez-Jaramillo, Juan E., Rodrigo Mendes, and Jos M. Raaijmakers. 2015. “Impact of Plant Domestication on Rhizosphere Microbiome Assembly and Functions.” *Plant Molecular Biology* 2015 90:6 90(6):635–44. doi: 10.1007/S11103-015-0337-7.
- Qiao, Qinghua, Furong Wang, Jingxia Zhang, Yu Chen, Chuanyun Zhang, Guodong Liu, Hui Zhang, Changle Ma, and Jun Zhang. 2017. “The Variation in the Rhizosphere Microbiome of Cotton with Soil Type, Genotype and Developmental Stage.” *Scientific Reports* 7(1). doi: 10.1038/S41598-017-04213-7.
- Sepp, Siim Kaarel, John Davison, Teele Jairus, Martti Vasar, Mari Moora, Martin Zobel, and Maarja Öpik. 2019. “Non-Random Association Patterns in a Plant–Mycorrhizal Fungal Network Reveal Host–Symbiont Specificity.” *Molecular Ecology* 28(2):365–78. doi: 10.1111/MEC.14924.
- Sepp, Siim Kaarel, Teele Jairus, Martti Vasar, Martin Zobel, and Maarja Öpik. 2018. “Effects of Land Use on Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities in Estonia.” *Mycorrhiza* 28(3):259–68. doi: 10.1007/S00572-018-0822-3/METRICS.

- Singh, Brajesh K., Peter Millard, Andrew S. Whiteley, and J. Colin Murrell. 2004. "Unravelling Rhizosphere–Microbial Interactions: Opportunities and Limitations." *Trends in Microbiology* 12(8):386–93. doi: 10.1016/J.TIM.2004.06.008.
- Smalla, K., G. Wieland, A. Buchner, A. Zock, J. Parzy, S. Kaiser, N. Roskot, H. Heuer, and G. Berg. 2001. "Bulk and Rhizosphere Soil Bacterial Communities Studied by Denaturing Gradient Gel Electrophoresis: Plant-Dependent Enrichment and Seasonal Shifts Revealed." *Applied and Environmental Microbiology* 67(10):4742–51. doi: 10.1128/AEM.67.10.4742-4751.2001/ASSET/4F93B42D-3A3F-4872-B688-ACAFAB4EF152/ASSETS/GRAPHIC/AM1010637005.JPEG.
- Stevens, Bo Maxwell, Jeffrey Ryan Propster, Maarja Öpik, Gail W. T. Wilson, Sara Lynne Alloway, Emilian Mayemba, and Nancy Collins Johnson. 2020. "Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Roots and Soil Respond Differently to Biotic and Abiotic Factors in the Serengeti." *Mycorrhiza* 30(1):79–95. doi: 10.1007/S00572-020-00931-5/METRICS.
- Stevens, Bo Maxwell, Jeffrey Propster, Gail W. T. Wilson, Andrew Abraham, Chase Ridenour, Christopher Doughty, and Nancy Collins Johnson. 2018. "Mycorrhizal Symbioses Influence the Trophic Structure of the Serengeti." *Journal of Ecology* 106(2):536–46. doi: 10.1111/1365-2745.12916.
- Stürmer, Sidney L., James D. Bever, and Joseph B. Morton. 2018. "Biogeography of Arbuscular Mycorrhizal Fungi (Glomeromycota): A Phylogenetic Perspective on Species Distribution Patterns." *Mycorrhiza* 28(7):587–603. doi: 10.1007/S00572-018-0864-6.
- Sugiyama, Akifumi, Yoshikatsu Ueda, Takahiro Zushi, Hisabumi Takase, and Kazufumi Yazaki. 2014. "Changes in the Bacterial Community of Soybean Rhizospheres during Growth in the Field." *PLOS ONE* 9(6):e100709. doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0100709.
- Valadares-Pereira, Alana de Almeida, Eláiny Cristina Alves Martins Oliveira, Acacio Aparecido Navarrete, Waldesse Piragé de Oliveira Junior, Siu Mui Tsai, Joenes Mucci Peluzio, and Paula Benevides de Moraes. 2017. "Fungal Community Structure as an Indicator of Soil Agricultural Management Effects in the Cerrado." *Revista Brasileira de Ciência Do Solo* 41(0):e0160489. doi: 10.1590/18069657RBCS20160489.
- Wang, Ertao, Sebastian Schornack, John F. Marsh, Enrico Gobbato, Benjamin Schwessinger, Peter Eastmond, Michael Schultze, Sophien Kamoun, and Giles E. D. Oldroyd. 2012a. "A Common Signaling Process That Promotes Mycorrhizal and Oomycete Colonization of Plants." *Current Biology* 22(23):2242–46. doi: 10.1016/j.cub.2012.09.043.
- Wang, Ertao, Sebastian Schornack, John F. Marsh, Enrico Gobbato, Benjamin Schwessinger, Peter Eastmond, Michael Schultze, Sophien Kamoun, and Giles E. D. Oldroyd. 2012b. "A Common Signaling Process That Promotes Mycorrhizal and Oomycete Colonization of Plants." *Current Biology* 22(23):2242–46. doi: 10.1016/j.cub.2012.09.043.

- Wang, Fei, Lin Zhang, Jiachao Zhou, Zed Rengel, Timothy S. George, and Gu Feng. 2022. "Exploring the Secrets of Hyphosphere of Arbuscular Mycorrhizal Fungi: Processes and Ecological Functions." *Plant and Soil* 2022 481:1 481(1):1–22. doi: 10.1007/S11104-022-05621-Z.
- Wang, Gangsheng, and Shulin Chen. 2013. "Evaluation of a Soil Greenhouse Gas Emission Model Based on Bayesian Inference and MCMC: Model Uncertainty." *Ecological Modelling* 253:97–106. doi: 10.1016/J.ECOLMODEL.2012.09.010.
- Weyens, Nele, Daniel van der Lelie, Safiyh Taghavi, Lee Newman, and Jaco Vangronsveld. 2009. "Exploiting Plant–Microbe Partnerships to Improve Biomass Production and Remediation." *Trends in Biotechnology* 27(10):591–98. doi: 10.1016/J.TIBTECH.2009.07.006.
- Wu, Fan, and Yong Chang. 2022. "Driving Mechanism of Thermal Environment Based on Bayesian Structural Equation Model." *IEEE Advanced Information Technology, Electronic and Automation Control Conference (IAEAC) 2022-October*:1327–38. doi: 10.1109/IAEAC54830.2022.9929835.
- Xu, Yanxia, Guanghua Wang, Jian Jin, Junjie Liu, Qiuying Zhang, and Xiaobing Liu. 2009. "Bacterial Communities in Soybean Rhizosphere in Response to Soil Type, Soybean Genotype, and Their Growth Stage." *Soil Biology and Biochemistry* 41(5):919–25. doi: 10.1016/J.SOILBIO.2008.10.027.
- Yu, Kai, Sholom Wacholder, William Wheeler, Zhaoming Wang, Neil Caporaso, Maria Teresa Landi, and Faming Liang. 2012. "A Flexible Bayesian Model for Studying Gene–Environment Interaction." *PLOS Genetics* 8(1):e1002482. doi: 10.1371/JOURNAL.PGEN.1002482.
- Zhang, Rui, Xiao Fei Shi, Pei Gui Liu, Andrew W. Wilson, and Gregory M. Mueller. 2022. "Host Shift Speciation of the Ectomycorrhizal Genus *Suillus* (Suillineae, Boletales) and Biogeographic Comparison With Its Host Pinaceae." *Frontiers in Microbiology* 13:831450. doi: 10.3389/FMICB.2022.831450/BIBTEX.
- Zhu, Kai, M. Luke McCormack, Richard A. Lankau, J. Franklin Egan, and Nina Wurzburger. 2018. "Association of Ectomycorrhizal Trees with High Carbon-to-Nitrogen Ratio Soils across Temperate Forests Is Driven by Smaller Nitrogen Not Larger Carbon Stocks." *Journal of Ecology* 106(2):524–35. doi: 10.1111/1365-2745.12918.

Capítulo 1

Análise multicritério da funcionalidade ecológica de matas de *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae) e diversidade de fungos micorrízicos arbusculares

Resumo

Araucaria angustifolia, nativa e com valor ecológico e econômico, é listada como criticamente ameaçada de extinção. Essa espécie apresenta intrínseca relação simbiótica com fungos micorrízicos arbusculares (FMA), microrganismos responsáveis pela aquisição de nutrientes essenciais e tolerância a estresses abióticos, porém, a presença ou ausência desses FMA pode ser influenciada por variáveis ambientais da paisagem local. O objetivo desse estudo foi determinar a diversidade de FMA e correlacionar com a funcionalidade ecológica da paisagem local de quatro fragmentos florestais de *A. angustifolia* em Bueno Brandão, sul de Minas Gerais, Brasil. Quatro áreas com monocultivo adulto e jovem, floresta nativa medianamente e altamente antropizada com *A. angustifolia* foram amostradas para caracterização dos FMA no solo, serrapilheira e os valores associados ao índice de funcionalidade ecológica (IFE) calculado. A abundância nas quatro áreas foi 256, 169, 1512 e 536 esporos no solo e 79, 80, 95 e 51 serrapilheira, com riqueza de 21, 22, 26 e 30 espécies no solo e 14, 13, 10 e 11 serrapilheira, respectivamente. A funcionalidade ecológica não seguiu o status de monocultivos ou florestas nativas. Padrões na estrutura da comunidade de FMA mostraram valores de riqueza e abundância superiores nas áreas mais degradadas, no entanto não foi verificado associação com a funcionalidade ecológica. *Glomus tenebrosum* não foi anteriormente relatado em florestas de *A. angustifolia*. *Acaulospora* sp. 1 e *Dentiscutata* sp. 2 indicam ser espécies não descritas.

Palavras-chave: micorrizas; microbiologia do solo; ecologia; funcionalidade ecológica, proteção florestal.

Multicriteria analysis of ecological functionality of *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae) forests and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi

Abstract

Araucaria angustifolia, native and with ecological and economic value, is listed as critically endangered. This species has an intrinsic symbiotic relationship with arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), microorganisms responsible for the acquisition of essential nutrients and tolerance to abiotic stresses, however, the presence or absence of these AMF can be influenced by environmental variables of the local landscape. The objective of this study was to determine the diversity of AMF and correlate it with the ecological functionality of the local landscape of four forest fragments of *A. angustifolia* in Bueno Brandão, south of Minas Gerais state, Brazil. Four areas with adult and young monoculture, moderately secondary forest and highly anthropized with *A. angustifolia* were sampled to characterize the AMF in the soil, in the litter and associated with the values found for ecological functionality calculated by the ecological functionality index (EFI). The abundance in the four areas was 256, 169, 1512 and 536 spores in the soil and 79, 80, 95 and 51 in the litter, with a richness of 21, 22, 26 and 30 species in the soil and 14, 13, 10 and 11 in the litter, respectively. Ecological functionality does not follow the status of monocultures or native forests and patterns in AMF community structure suggest

that the richness and abundance of these microorganisms in soil and litter aren't correlated to overall ecological functionality. *Glomus tenebrosum* hasn't previously been reported in *A. angustifolia* forests. *Acaulospora* sp. 1 and *Dentiscutata* sp. 2 indicate undescribed species.

Keywords: mycorrhiza; soil microbiology; ecology; ecological functionality, forest protection.

1 Introdução

Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze, 1898 (Pinales: Araucariaceae), é endêmica do Brasil e compõe o extrato superior de floresta ombrófila mista. A distribuição natural dessa planta inclui a região sul do Brasil e áreas dos estados do sudeste com clima frio e de altitude, correspondendo ao limite norte de sua ocorrência entre os extremos latitudinais 18°S e 32°S (Reis et al. 2018; Stefenon et al. 2019). Essa espécie está listada como criticamente ameaçada de extinção (Thomas 2013) com remanescentes que somam de 3 a 12% de sua vegetação original (Ribeiro et al. 2009).

Araucaria angustifolia pode ser definida como espécie micotrófica e dependente da simbiose com fungos micorrízicos arbusculares (FMA) (Moreira-Souza e Cardoso 2002). Esta simbiose está diretamente ligada à aquisição de elementos minerais essenciais e água pelas plantas, bem como tolerância a estresses bióticos e abióticos, condições de deficiência hídrica e nutricional, altos teores de ferro e alumínio e valores extremos de pH (Smith e Barker 2002; Smith e Read 2008; Jung et al. 2012; Begum et al. 2019). *Glomus*, *Acaulospora*, *Entrophospora*, *Gigaspora* e *Scutellospora* são frequentemente encontrados em fragmentos de *A. angustifolia*, com diferenças na estrutura da população em sítios reflorestados ou nativos dessa espécie (Breuninger et al. 2000; Moreira et al. 2006, 2007, 2009, 2016; Zandavalli et al. 2008; Vilcatoma-Medina et al. 2018).

A fragmentação antropogênica de florestas de *A. angustifolia* pode culminar em mudanças significativas na dinâmica deste ecossistema, tornando-o frágil e prejudicando a sua demografia em termos de mortalidade e área basal, por exemplo (Gross et al. 2018). Além disso, pressões antrópicas neste ecossistema, como o manejo da terra, podem modificar a paisagem local em diferentes níveis, alterando a diversidade, mesmo em situações de manejo sustentável (Barbizan et al., 2018). A comunidade de FMA pode ser moldada pelas alterações na paisagem local e uso da terra (Hazard et al. 2013; Moora et al. 2014; Bahram et al. 2015) que estão presentes atualmente nos ecossistemas com *A. angustifolia*. Estudos reportam a diversidade de FMA na rizosfera de *A. angustifolia* e a relação com atributos edáficos (Breuninger et al. 2000; Moreira et al. 2007a; 2007b; 2009; Patreze et al. 2009), mas não abordam a influência da paisagem local.

A quantificação e comparação das mudanças ocorridas na paisagem das florestas pode ser realizada com a avaliação dos processos ecológicos e funcionalidade, com funções e processos ecológicos expressos com indicadores de diversidade, estrutura e similaridade que afetam a comunidade biótica como um todo (Gatica-Saavedra et al. 2017) com fornecimento de serviços ecossistêmicos (Hooper et al. 2004).

Desta forma, o método MESMIS (Framework for the Evaluation of Natural Resource Management System Incorporating Sustainability Indicators), que é utilizado para avaliação do restabelecimento de funcionalidades ecológicas em áreas de restauração florestal (Galetti et al. 2018), pode apresentar flexibilidade de aplicação e permitir adaptá-lo a contextos com especificidades diferentes (Cândido et al. 2015). Este método é estruturado com base em indicadores de estabilidade, resiliência e confiabilidade do sistema. Estes indicadores avaliam a capacidade de voltar ao equilíbrio ou manter-se produtivo após um distúrbio e de manter a produtividade ao longo do tempo (López-Ridaura et al. 2002).

O objetivo desse estudo foi determinar a diversidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) com base na funcionalidade ecológica da paisagem local de quatro fragmentos florestais de *A. angustifolia*.

2 Material e métodos

2.1 Área de estudo

Amostras de solo, serrapilheira e dados de funcionalidades ecológicas foram coletados em fragmentos florestais naturais e cultivados com *A. angustifolia* em Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil (22° 26' 27" S, 46° 21' 6" O, 1204 m asl) e as análises realizadas na Universidade Federal de São Carlos, *Campus* Sorocaba. Esse município possui vegetação caracterizada como floresta ombrófila mista montana na Serra da Mantiqueira, região de ecótono formado por floresta ombrófila densa e cerrado (Reis et al. 2018; Santana et al. 2018; Souza et al. 2012), com clima do tipo cfa (Beck et al. 2018), precipitação média de 1.633 milímetros anuais e temperatura média de 17,3 °C (Climate-data 2023).

Quatro fragmentos florestais com *A. angustifolia* com diferenças na paisagem local foram utilizados nesse estudo (Figuras 1 e 2). Área 1: fragmento cultivado, idade aproximada de 65 anos, com 54.496 m², presença de sub-bosque denso, com espécies arbustivas e herbáceas, manejo com roçadas realizado anualmente e baixa frequência de animais domesticados, como *Bos taurus* Linnaeus, 1758 (Artiodactyla: Bovidae). Área 2: fragmento natural com enriquecimento de *A. angustifolia*, espaçamento aleatório, idade indeterminada, com 9.513 m², presença de sub-bosque denso, manejo realizado com roçadas esporadicamente e com presença de animais domesticados (*B. taurus*). Área 3: monocultivo adensado, sem manejo, idade de 18 anos, com 33.339 m², presença de sub-bosque pouco denso, com áreas totalmente descobertas ou cobertas apenas por serrapilheira e baixa frequência de animais domesticados. Área 4: fragmento natural altamente antropizado, espaçamento não padronizado, idade indeterminada, com 2.884 m², sub-bosque composto por gramíneas exóticas, espécies arbustivas, com manejo frequente e presença de animais domesticados.

Oito parcelas circulares com 78,54 m² foram demarcadas aleatoriamente em cada uma dessas 04 áreas. O ponto central de todas as parcelas correspondeu a um indivíduo de *A. angustifolia*. As coordenadas geográficas de cada ponto foram obtidas com Garmin GPSMAP 64s (Figura 3).

Figura 1. Local de estudo com as quatro áreas delimitadas. Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03/2023. Triângulos indicam parcelas de coleta.

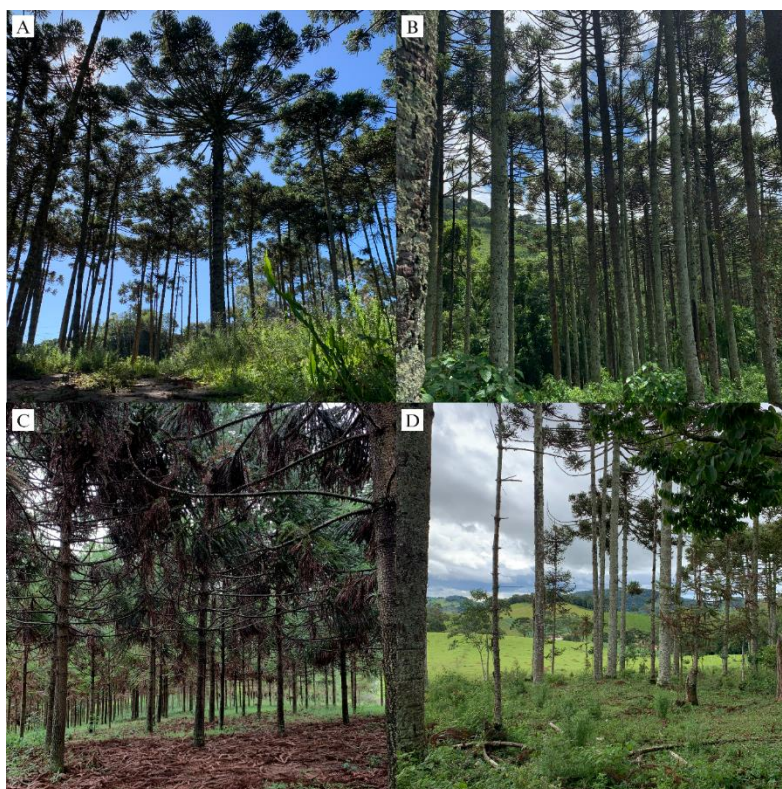
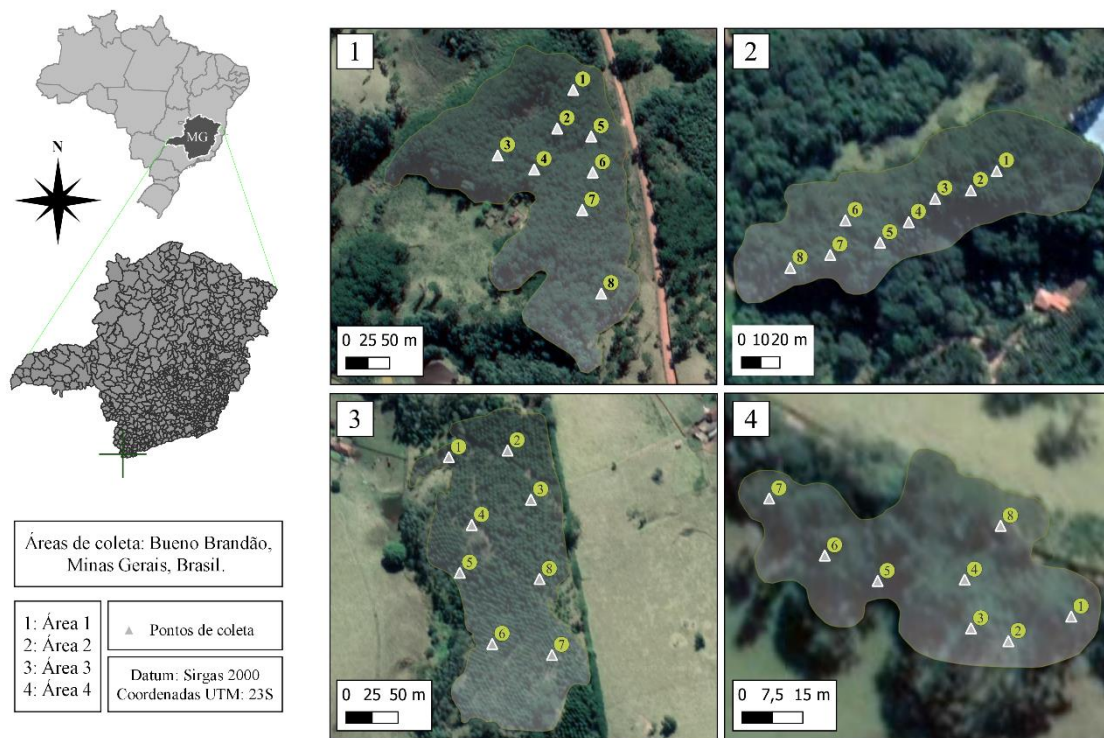


Figura 2. Imagens das quatro áreas de estudo. Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023. A: Área 1; B: Área 2; C: Área 3; D: Área 4.

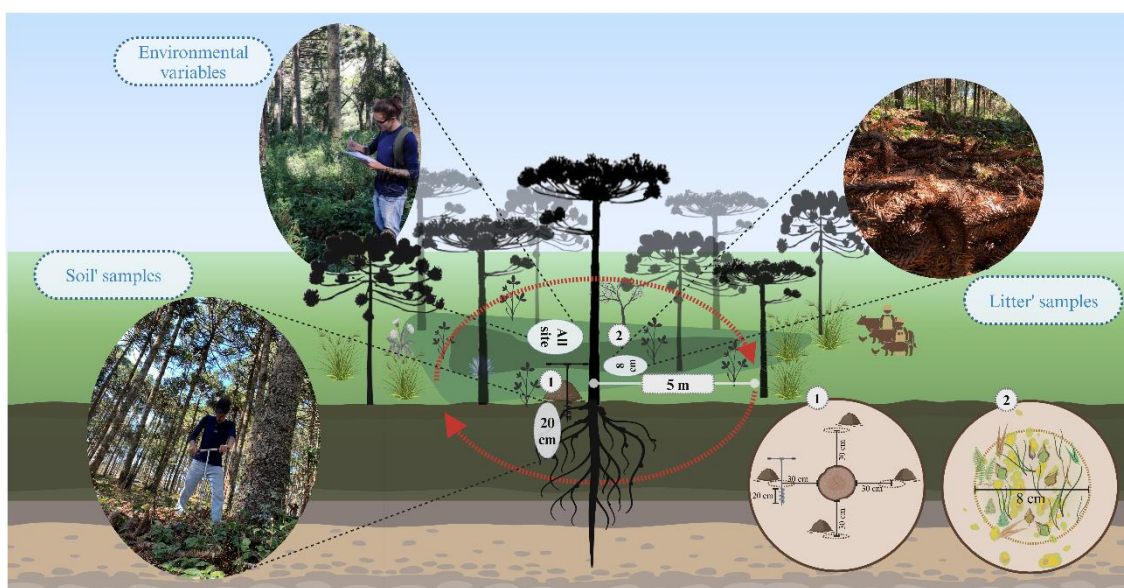
2.2 Amostragem da comunidade de FMA de solo e serrapilheira

A amostragem para análise de FMA foi realizada em março de 2023, com amostras de solo, por parcela, coletadas em quatro pontos equidistantes a 30 cm da base do fuste da planta demarcada (ponto central da parcela). A coleta foi realizada a profundidade de 0 a 20 cm em todas as parcelas (Figura 3). O material coletado foi transportado para Universidade Federal de São Carlos, *Campus Sorocaba*, e armazenado em sacos plásticos a 4°C até o momento das análises.

Alíquota de 100 g de solo de cada parcela foi pesada para análise dos esporos. A análise foi realizada com peneiragem úmida (Morton et al.1993) e individualmente solubilizadas em água de forma que todos os agregados de solo fossem desfeitos. O sobrenadante da solução foi depositado em uma sequência de duas peneiras granulométricas com 710 e 45 μm de abertura, com resíduos vegetais retidos na peneira com maior granulometria e os esporos dos FMA na menor, respectivamente. O produto retido na última peneira foi transferido para tubos falcon (50 ml) e adicionado solução de sacarose concentrada (70%). Os tubos foram levados à centrífuga, submetidos a 3000 RPM por cinco minutos e, posteriormente, o sobrenadante depositado em peneira de 45 μm para eliminação da sacarose. Os esporos dos FMA foram lavados com água destilada e recuperados da peneira, analisados em lupas com aumento entre 8 e 32 vezes, coletados com pipeta automática e montados em lâminas permanentes com álcool polivinílico-lactoglicerol (PVLG).

A serrapilheira foi coletada em um ponto aleatório dentro de cada parcela com arco de metal de 8 cm de diâmetro (0,02 m²) (Figura 3). Alíquota de 100 ml de serrapilheira foi utilizada para a análise dos esporos de FMA seguindo a mesma metodologia utilizada nas amostras de solo.

Figura 3. Metodologia de coleta estabelecida para amostragem de solo, serrapilheira e variáveis ambientais.



2.3 Amostragem da funcionalidade ecológica

A funcionalidade ecológica foi avaliada com metodologia adaptada de Francisco et al. (2022) e Francisco (2023). Os indicadores de proteção e conservação do solo foram estimados por inspeção visual e caminhamento total nas parcelas, registro da cobertura vegetal total (CV), cobertura por gramíneas exóticas (Gram), cobertura percentual por espécies herbáceas (PHerb) e por espécies arbustivas (PArb). Altura média do estrato herbáceo (hHerb) e arbustivo (hArb) foram obtidas com fita métrica. A cobertura do solo por serrapilheira (SE) foi analisada com o auxílio de um arco de 8 cm de diâmetro (0,02 m²) em um ponto aleatório dentro de cada parcela, sendo o material coletado e pesado. A diversidade da comunidade foi amostrada e identificada a nível de espécie para todos os indivíduos arbóreos dentro das parcelas e o diâmetro a altura do peito (DAP) verificado para todos os indivíduos com metro graduado.

2.4 Análise da comunidade de FMA de solo e serrapilheira

Os esporos dos FMA foram contados, montados nas lâminas e fotografados com microscópio Olympus BX 53 (Shinjuku, Tóqui, Japão). Análise taxonômica, grafia dos nomes e autoridades foram realizadas segundo a metodologia da “*International collection of arbuscular and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi - INVAM*” (Morton et al. 1993; Redecker et al. 2013). Os cálculos de diversidade foram realizados em linguagem R (versão 4.2.3) com pacote *vegan* (Oksanen, 2022)

2.5 Análise da funcionalidade ecológica

Os indicadores foram calculados para cada parcela e a diversidade da vegetação arbórea apresentada com base no conjunto de descritores de comunidade propostos por Magurran et al. (2004). A densidade de espécies foi projetada para o número de indivíduos por hectare e a diversidade de espécies avaliada pelo índice de Shannon-Wiener, com $H' = -\sum p_i \times \ln p_i$ (onde p_i representa a abundância relativa da i ésima espécie dada por $p_i = \frac{n_i}{N}$, onde n_i representa o número de indivíduos da i ésima espécie e N o número de indivíduos total) e equabilidade de Pielou, com $J = \frac{H'}{\ln S}$ (onde S representa o número total de indivíduos amostrados). Além disso, área basal do povoamento foi calculada com $g = \pi \times \frac{DAP^2}{40000}$ e o peso da serrapilheira projetado para quilos por hectare (kg.ha⁻¹). Valores brutos dos indicadores altura e percentual dos estratos arbustivo e herbáceo e percentual de cobertura do solo com gramíneas exóticas foram utilizados.

Os cálculos da funcionalidade ecológica nas áreas estudadas foi conduzido utilizando o protocolo de monitoramento baseado no método MESMIS (“Framework for the Evaluation of Natural Resource Management Systems Incorporating Sustainability Indicators”) (López-Ridaura et al. 2002; Piña-Rodrigues et al. 2015) (Tabela 1). Esse protocolo permite a observação e coleta de dados relacionados aos atributos de estabilidade, resiliência e confiabilidade, cada um definido por descritores, indicadores e cenários de referência. Os indicadores foram avaliados em campo e, após a coleta, estabelecidas notas a partir dos parâmetros baseados em cenários pré-definidos: 1 para o

cenário mais negativo a 5 representando o mais positivo. Os cenários referenciais foram baseados em revisão de literatura e os resultados representados em gráficos de radar, para permitir a análise comparativa entre as áreas estudadas.

Tabela 1. Protocolo para verificar a funcionalidade ecológica da área de estudo (López-Ridaura et al. 2002; Piña-Rodrigues et al. 2015).

Atributos	Descritores	Indicadores	Cenários e referências	Parâmetros	
Estabilidade e Resiliência	Diversidade da comunidade	Diversidade de espécies arbóreas (H')	Índice de Shannon-Wiener próximo ao esperado para fragmentos de floresta ombrófila mista (Santana et al., 2018)	$H' \geq 2,67 = 5$	
				$2,2 \leq H' < 2,67 = 4$	
				$1,7 \leq H' < 2,2 = 3$	
					$1,2 \leq H' < 1,7 = 2$
					$H' < 1,2 = 1$
		Densidade de indivíduos arbóreos por hectare (d)	Número de indivíduos esperados para fragmentos de floresta ombrófila mista (Santana et al., 2018)		$d \geq 2.316 = 5$
					$2.000 \leq d < 2.316 = 4$
					$1.500 \leq d < 2.000 = 3$
					$1.000 \leq d < 1.500 = 2$
					$d < 1.000 = 1$
	Equabilidade (J')	Equabilidade de Pielou próximo do esperado para fragmentos de floresta ombrófila mista (Santana et al., 2018)		$J' \geq 0,72 = 5$	
				$0,62 \leq J' < 0,72 = 4$	
				$0,52 \leq J' < 0,62 = 3$	
				$0,42 \leq J' < 0,52 = 2$	
				$J' < 0,52 = 1$	
	Diversidade funcional	Área basal arbórea – g ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	Próximo do esperado para fragmentos de floresta ombrófila mista (Souza et al., 2012).	$g \geq 53,6 = 5$	
				$48,6 \leq g < 53,6 = 4$	
				$43,6 \leq g < 48,6 = 3$	
				$38,6 \leq g < 43,6 = 2$	
				$g < 38,60 = 1$	
	Altura média do estrato herbáceo – $hHerb$ (m)	Baseado em estratificações utilizadas em floresta ombrófila mista (Mazon et al., 2019)		$hHerb = 0,6 = 5$	
				$0,5 \leq hHerb < 0,6 = 4$	
				$0,4 \leq hHerb < 0,5 = 3$	
				$0,3 \leq hHerb < 0,4 = 2$	
				$hHerb < 0,3 = 1$	
	Altura média do estrato arbustivo – $hArb$ (m)	Baseado em estratificações utilizadas em floresta ombrófila mista (Mazon et al., 2019)		$hArb \geq 0,8 = 5$	
				$0,7 \leq hArb < 0,8 = 4$	
				$0,6 \leq hArb < 0,7 = 3$	
				$0,5 \leq hArb < 0,6 = 2$	
				$hArb = 0,6 = 1$	
Confiabilidade	Controle e manejo de espécies exóticas	Cobertura do solo com gramíneas exóticas – Gram	Percentual esperado de espécies invasoras para um cenário favorável de desenvolvimento de espécies nativas (Resolução SMA - 8, 2008).	$0 \leq GRAM \leq 5 = 5$	
				$05 < GRAM \leq 10 = 4$	
				$10 < GRAM \leq 20 = 3$	
				$20 < GRAM \leq 50 = 2$	
				$GRAM > 50 = 1$	
	Proteção do solo e estratificação	Cobertura do solo com espécies herbáceas – PHerb	Cobertura do solo próximo do esperado para fragmentos de floresta ombrófila mista (Polisel et al., 2014)	$PHerb \geq 50 = 5$	
				$40 \leq PHerb < 50 = 4$	
				$30 \leq PHerb < 40 = 3$	
				$20 \leq PHerb < 30 = 2$	
				$PHerb < 20 = 1$	
		Cobertura do solo com	Cobertura do solo próximo do esperado para fragmentos de	$PARb \geq 90 = 5$	
				$80 \leq PARb < 90 = 4$	

	espécies arbustivas – PArb	floresta ombrófila mista (Polisel et al., 2014)	$70 \leq \text{PArb} < 80 = 3$ $60 \leq \text{PArb} < 70 = 2$ $\text{Arb} < 60 = 1$
Proteção do solo e aporte de serrapilheira	Peso da serrapilheira – SE (1000 kg.ha ⁻¹)	Quantidade de serrapilheira esperada para fragmentos de floresta ombrófila mista em mil kg.ha ⁻¹ anuais (Longhi et al., 2011)	$\text{SE} \geq 7.9 = 5$ $7.4 \leq \text{SE} < 7.9 = 4$ $6.9 \leq \text{SE} < 7.4 = 3$ $6.4 \leq \text{SE} < 6.9 = 2$ $\text{SE} < 6.4 = 1$

O índice de funcionalidade ecológica (IFE) foi adaptado de Francisco et al. (2022) e Francisco (2023) (Equação 1).

$$IFE = \frac{\sum \text{Pontuação dos indicadores} - \text{Pontuação mínima dos indicadores}}{\text{Pontuação máxima dos indicadores} - \text{Pontuação mínima dos indicadores}} \times 100 [1]$$

Correlação de Pearson foi utilizada para avaliar a relação entre o índice de funcionalidade ecológica calculado, riqueza e abundância de espécies amostradas no solo e serrapilheira nas quatro áreas. Dados por parcela (n=32) foram utilizados para análise em linguagem R (versão 4.2.3) com o auxílio do pacote corrplot (Friendly, 2002).

3 Resultados

3.1 Composição e diversidade de FMA do solo e serrapilheira

Um total de 47 morfoespécies de FMA foi verificado e 40 taxa identificados na rizosfera e serrapilheira de *A. angustifolia* com *Acaulospora* apresentando maior número (15), seguida de *Glomus* (7), *Racocetra* (3), *Dentiscuata* (3), *Ambispora* (2), *Archaeospora* (1), *Cetraspora* (1), *Claroideoglomus* (1), *Entrophospora* (1), *Funneliformis* (1), *Gigaspora* (1) e *Paraglomus* (1). A maior riqueza de espécies na rizosfera foi encontrada na área 4 (30 espécies) e 3 (26 espécies), com a maior abundância de esporos na área 3 (1543 unidades), seguida pela área 4 (584 unidades). A área 1 apresentou menor riqueza (21) seguida da área 2 (22), porém a abundância de esporos na área 1 (256) foi superior a área 2 (172) (Tabela 2). Já a maior riqueza de espécies na serrapilheira foi encontrada na área 1 (14), seguida pela área 2 (13). As áreas 3 e 4 obtiveram riqueza de 10 e 11 espécies, respectivamente. A área 3 apresentou a maior abundância de esporos na serrapilheira (90), seguida pelas áreas 2 (80), 1 (79) e 4 (51) (Tabela 2, Figura 5 e S1).

Tabela 2. Número de esporos por espécie e número total de esporos por área, riqueza (N° total de espécies), diversidade (H') e equabilidade (J) para FMA verificada nas quatro áreas de estudo no solo e serrapilheira de *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae). Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03/2023.

Espécies (FMA)	Solo				Serrapilheira			
	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4
<i>Acaulospora denticulata</i> Sieverd. & S. Toro	-	-	3	1	-	-	-	-

<i>A. foveata</i> Trappe & Janos	1	2	-	-	-	4	12	7
<i>A. koskei</i> Błaszcz.	10	-	31	-	4	4	1	-
<i>A. mellea</i> Spain & N.C. Schenck	41	15	335	37	12	22	38	13
<i>A. rehmi</i> Sieverd. & S. Toro	-	2	-	2	-	-	-	-
<i>A. scrobiculata</i> Trappe	-	6	76	21	-	4	4	1
<i>A. sieverdingii</i> Oehl, Sýkorová & Błaszcz.	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Acaulospora</i> sp.1	15	15	1	1	44	24	-	-
<i>Acaulospora</i> sp.2	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acaulospora</i> sp.3	2	1	-	-	-	-	-	-
<i>Acaulospora</i> sp.4		11	2	-	-	-	-	-
<i>Acaulospora</i> sp.5	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Acaulospora</i> sp.6	-	-	438	11	-	-	-	-
<i>Acaulospora</i> sp.7	-	2	216	73	-	-	-	2
<i>Acaulospora tuberculata</i> Janos & Trappe	5	29	5	16	-	11	4	6
<i>Ambispora leptoticha</i> C. Walker, Vestberg & Schuessler	6	6	2	9	1	-	-	-
<i>A. leptoticha</i> GM C. Walker, Vestberg & Schuessler	-	-	121	97	-	-	1	-
<i>A. reticulata</i> cf. Oehl & Sieverd	2	-	-	-	2	-	7	-
<i>Archaeospora trappei</i> J.B. Morton & D. Redecker	2	1	2	5	2	1	-	-
<i>Cetraspora pellucida</i> Oehl, F.A. Souza & Sieverd	1	-	1	1	1	-	-	-
<i>Claroideoglosum claroideum</i> Błaszcz., B.T. Goto, Magurno, Niezgoda & Cabello	-	-	-	48	-	-	3	1
<i>Dentiscutata savannicola</i> Walker, Krüger & Schübler	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Dentiscutata</i> sp.1	1	-	-	1	-	1	-	-
<i>Dentiscutata</i> sp.2	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Entrophospora infrequens</i> R.N. Ames & R.W. Schneid.	1	1	-	1	1	-	-	-
<i>Funneliformis</i> sp.1	-	-	-	3	-	1	-	-
<i>Gigaspora decipiens</i> I.R. Hall & L.K. Abbott	7	13	8	4	3	2	-	3
<i>Gigasporaceae</i> sp.1	3	-	-	1	-	-	-	-
<i>Glomus ambisporum</i> G.S. Sm. & N.C. Schenck	144	33	3	104	7	-	3	-
<i>Glomus</i> sp.1	-	-	-	13	1	-	-	-

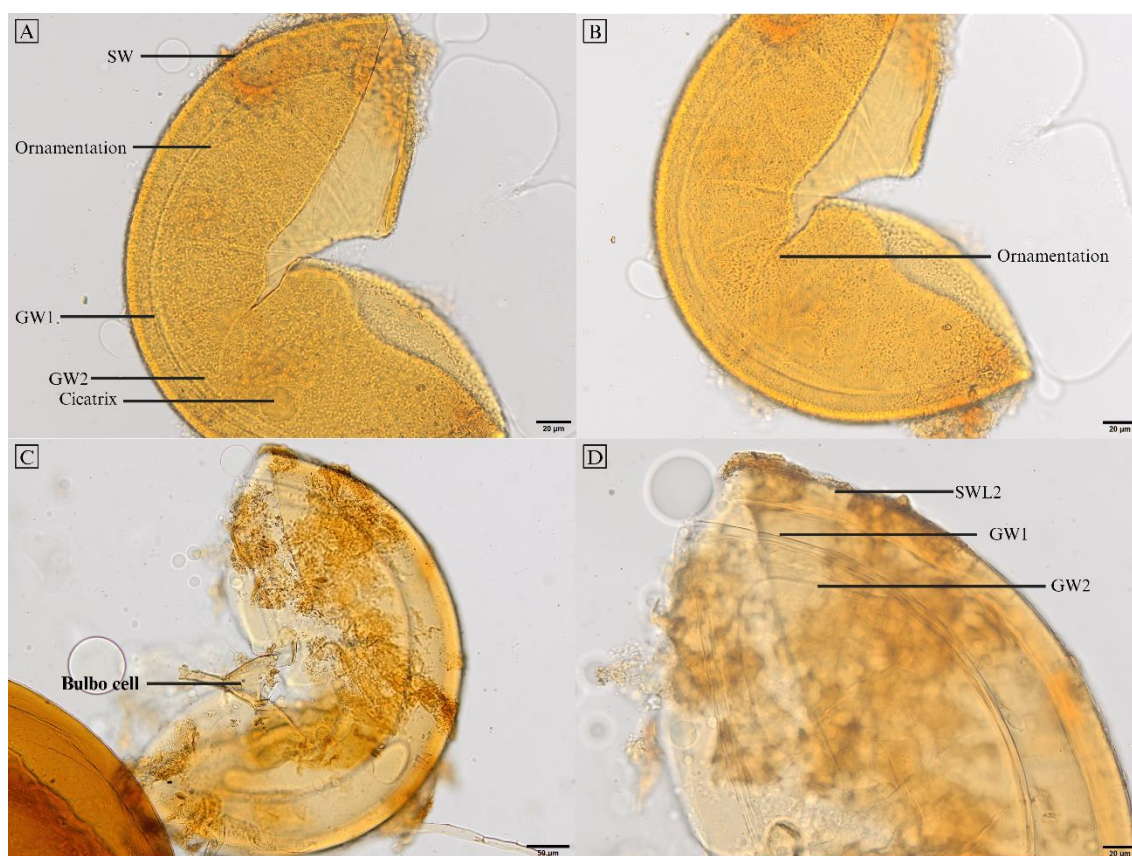
<i>Glomus</i> sp.2	-	1	132	34	1	2	21	4
<i>Glomus</i> sp.3	-	-	35	1	-	-	-	-
<i>Glomus</i> sp.4	-	-	4	-	-	-	-	-
<i>Glomus</i> sp.5	-	1	-	1	-	-	-	-
<i>G. tenebrosum</i> S.M. Berch	5	10	4	-	1	-	-	-
Morfoespécie 1	1	-	-	2	-	-	-	-
Morfoespécie 2	1	-	-	-	-	-	-	-
Morfoespécie 3	-	1	-	-	-	-	-	-
Morfoespécie 4	-	-	-	-	-	-	-	12
Morfoespécie 5	-	-	7	5	-	-	-	-
Morfoespécie 6	-	-	-	1	-	-	-	-
Morfoespécie 7	-	-	-	1	-	-	-	-
Morfoespécie 8	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Paraglomus laccatum</i> cf. C. Renker, Błaszk. & F. Buscot	-	-	86	42	2	3	-	1
<i>Racocetra persica</i> Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Racocetra</i> sp.1	6	2	-	-	-	1	-	1
<i>Racocetra</i> sp.2	2	-	-	-	-	-	-	-
Número total de esporos	256	172	1543	584	79	80	90	51
Riqueza (Nº total de espécies)	21	22	26	30	14	13	10	11
Shannon-Wiener (H')	1,72	2,52	2,10	2,59	1,67	1,96	1,67	2,01
Equabilidade de Pielou (J)	0,57	0,81	0,64	0,76	0,63	0,76	0,72	0,84

Legenda: A1= área 1; A2= área 2; A3= área 3; A4= área 4.

Glomus ambisporum e *Acaulospora mellea* foram mais frequentes no solo na área 1, com 44,5 e 16,1%, respectivamente, enquanto *Acaulospora* sp.1 e *A. mellea* na serrapilheira nesta área, com 55,6 e 15,19%, respectivamente. Na área 2, *G. ambisporum* (19,2%) e *Acaulospora tuberculata* (16,9%) foram mais frequentes no solo, enquanto *Acaulospora* sp.1 (30%) e *A. mellea* (27,5%) na serrapilheira. Na área 3, *Acaulospora* sp.6 (28,38%) e *A. mellea* (21,7%) foram mais frequentes no solo, enquanto *A. mellea* (42,2%) e *Glomus* sp.2 (23,3%) na serrapilheira. Já na área 4, *Glomus ambisporum* (17,8%) e *Ambispora leptoticha* GM (16,6%) foram mais frequentes no solo e *A. mellea* (24,5%) e a morfoespécie 4 (23,5%) na serrapilheira. Das espécies encontradas, *Acaulospora* sp. 1 e *Dentiscutata* sp. 2 indicam ser espécies não descritas (Figura 4). *Acaulospora* sp.1 apresentou todos os atributos subcelulares da parede do esporo que

corresponde ao seu respectivo gênero, como presença de cicatriz deixada pela desconexão do sáculo esporífero, e número de camadas (2) em cada parede germinativa (2). Contudo, a ornamentação difere dos padrões observados em outras espécies. *Dentiscutata* sp. 2 apresentou, parede do esporo (LW) com duas camadas (L1, L2), duas camadas germinativas (GW) e escudo germinativo (GS), condizentes ao gênero, contudo, L2 da parede do esporo apresentou espessura superior ao que normalmente é observado (Figura 4).

Figura 4. Micografias de *Acaulospora* sp. 1 (A, B) e *Dentiscutata* sp. 2. (C, D) Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023.



Legenda: Spore wall (SW) = parede do esporo; Germination wall (GW) = parede germinativa; Germination shield (GS) = escudo ou placa germinativa; Germination tube (GT)= Tubo germinativo; SWL1 = primeira camada da parede do esporo.

3.2 Análise da funcionalidade ecológica

Maior índice de Shannon-Wiener (H') foi verificado no descritor diversidade da comunidade, na área 2, seguida da 4, já nas áreas 1 e 2 esse índice foi zero (Tabela 3), demonstrando baixa diversidade. A densidade do componente arbóreo esteve abaixo dos valores esperados para fragmentos primários de floresta ombrófila mista, variando de 445,6 a 700,3 indivíduos por hectare. A equabilidade de Pielou mostrou alta dominância por *A. angustifolia*, com valores variando de 0 a 0,59.

Baixos valores de área basal foram encontrados no descritor diversidade funcional para as quatro áreas analisadas, todas abaixo dos valores de referência. A estratificação do sub-bosque apresentou valores médios próximos ou superiores aos valores de referência para todas as áreas, exceto para a área 4 que foi inferior no estrato arbustivo. O estrato herbáceo apresentou valores intermediários em todas as áreas com base no cenário de referência (Tabela 3).

O descritor de controle e manejo de espécies exóticas mostrou alta heterogeneidade entre as quatro áreas. O percentual de gramíneas foi mais baixo para área 2, com valor médio de 5,75%, e alto para a área 4, com 65,5%.

Os descritores de proteção do solo e estratificação também apresentaram grandes variações. A cobertura do solo por espécies herbáceas variou de 28,37%, na área 4, até 67,37% na área 1. Já a cobertura por espécies arbustivas variou de 3,62 a 24,12%, da área 4 para 1, respectivamente.

O mesmo foi verificado para o descritor de proteção do solo e aporte de serrapilheira, com a área 4 apresentando resultado mais baixo (7.900 kg ha⁻¹) e a 2, o mais alto (16.420 kg.ha⁻¹).

O conjunto de descritores resultou em índices de funcionalidade ecológica de 40,62, 44,68, 32,81 e 23,43 para as áreas 1, 2, 3 e 4 respectivamente (Tabela 3). A área 2 apresentou o maior valor de índice de funcionalidade ecológica (IFE) sendo praticamente o dobro do valor da área 4 que apresentou menor IFE, já as áreas 2 e 3 apresentaram IFE com valores intermediários (Figuras 5 e 7).

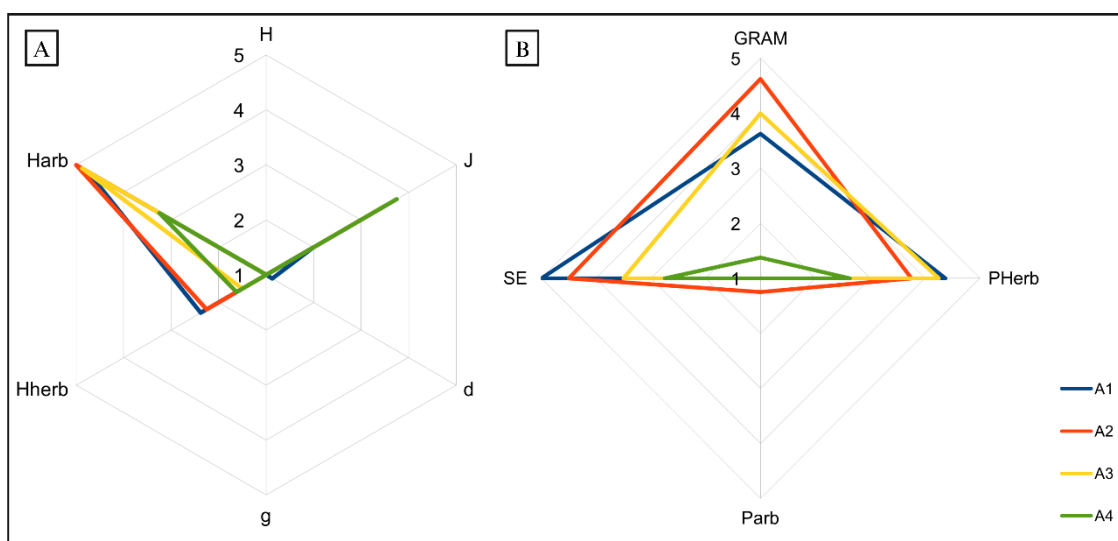
Tabela 3. Valores do conjunto de descritores de estabilidade e resiliência, confiabilidade e índice de funcionalidade ecológica (IFE) verificados nas quatro áreas de estudo. Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023.

Atributos	Indicadores	Area 1	Area 2	Area 3	Area 4	
Diversidade da comunidade arbórea						
Estabilidade e Resiliência	H'	0,54	0,99	0	0,95	
	d	684,7	604,7	700,3	445,6	
	J	0,39	0,45	0	0,59	
	Diversidade funcional					
	g (m ² .ha ⁻¹)	7,11	11,08	3,66	14,64	
	hHerb	0,34	0,36	0,26	0,23	
	hArb	1,13	1,25	1,11	0,74	
Controle e manejo de espécies exóticas						
Confiabilidade	Gram	14,62	5,75	15,87	65,5	
	Proteção do solo e estratificação					
	PHerb	67,37	40,62	64,85	28,37	
	PArb	24,12	51	18,75	3,62	

	Proteção do solo e aporte de serrapilheira			
	SE (1000 kg.ha ⁻¹)	16,42	15,08	9,76
IFE	40,62	44,68	32,81	23,43

Legenda: Índice de Shannon-Wiener (H'); densidade (d); Equabilidade de Pielou (J); área basal (g); altura do estrato herbáceo (hHerb) e arbustivo (hArb); percentual de cobertura por gramíneas exóticas (Gram), estrato herbáceo (PHerb) e arbustivo (PArb) e aporte de serrapilheira (SE).

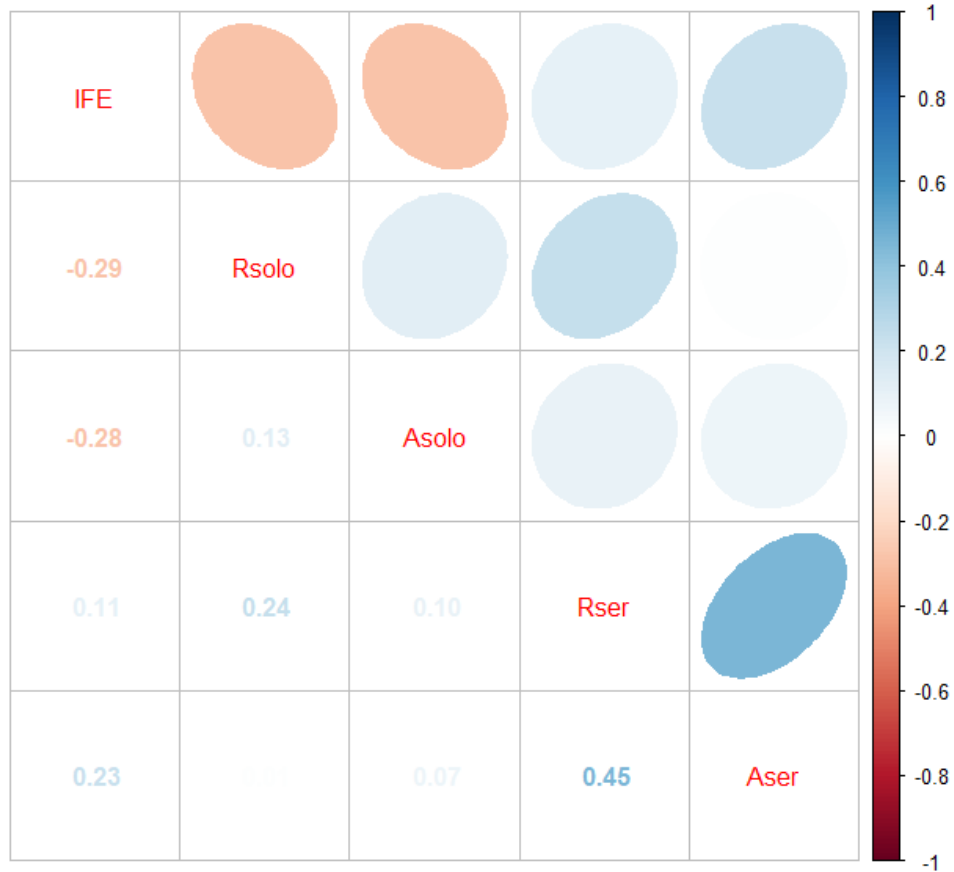
Figura 5. Análise comparativa dos indicadores ecológicos de estabilidade e resiliência (A) e confiabilidade (B) nas quatro áreas estudadas. Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023.



Legenda: A1= área 1; A2= área 2; A3= área 3; A4= área 4; Índice de Shannon-Wiener (H'); densidade (d); Equabilidade de Pielou (J); área basal (g); altura do estrato herbáceo (hHerb) e arbustivo (hArb); percentual de cobertura por gramíneas exóticas (Gram), estrato herbáceo (PHerb) e arbustivo (PArb) e aporte de serrapilheira (SE).

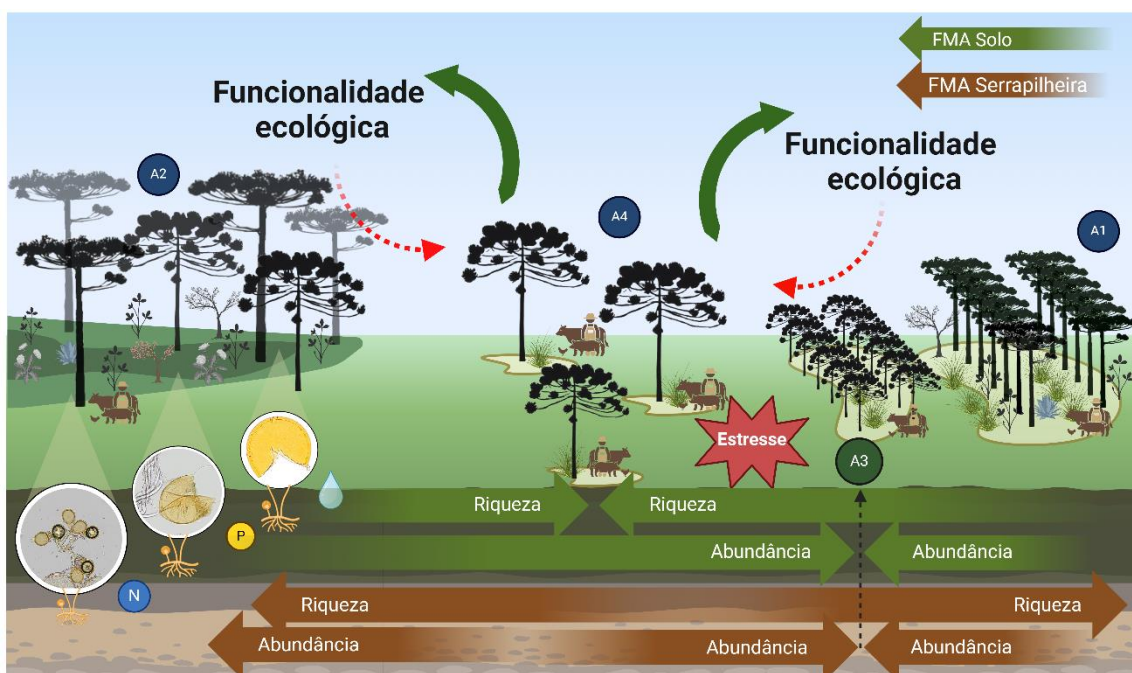
A análise de correlação de Pearson mostrou ausência de correlação entre a funcionalidade ecológica das áreas avaliadas e a riqueza ($r = -0,29$; p -valor = 0,099) e abundância ($r = -0,28$; p -valor = 0,115) de FMA no solo e entre a funcionalidade ecológica e a riqueza ($r = 0,11$; p -valor = 0,611) e abundância ($r = 0,23$; p -valor = 0,226) de espécies de FMA na serrapilheira (Figuras 6 e 7).

Figura 6. Análise de correlação de Pearson entre o índice de funcionalidade ecológica (IFE) e a riqueza e abundância de espécies de FMA no solo e serrapilheira de florestas de *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae). Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03/2023.



Legenda: IFE = índice de funcionalidade ecológica; Rsolo: riqueza de FMA no solo; Asolo = abundância de FMA no solo; Rser = riqueza de FMA na serrapilheira; Aser = abundância de FMA na serrapilheira.

Figura 7. Ilustração dos resultados para a população de FMA no solo e serrapilheira e IFE dos fragmentos de florestas de *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae). Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023.



3 Discussão

A riqueza verificada dos FMA na rizosfera nas áreas 1, 2 e 3 foi semelhante ao relatado nas florestas de *A. angustifolia* na região de Campos do Jordão e Apiaí, São Paulo, Brasil, com 21 a 26 e 20 a 27 espécies, respectivamente (Moreira et al. 2006, 2007a, 2007b, 2009) e superior ao verificado em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, e outro estudo em Campos do Jordão, com 13 e 16 espécies relatadas, respectivamente (Breuninger et al. 2000; Zandavalli et al. 2008). A abundância (583 indivíduos) registrada na área 4 apresentou valores próximos ao verificado em Apiaí, São Paulo, Brasil (Moreira et al., 2007), no entanto, com a ressalva que o estudo em questão considerou número de amostragens superior (15) e obteve riqueza inferior (14 a 17 espécies) ao presente trabalho. A abundância (1543 indivíduos) registrada na área 3, por sua vez, se mostrou superior aos demais ambientes estudados e ao que já foi relatado para a rizosfera de *A. angustifolia*, mas semelhante aos números encontrados para florestas secundárias jovens de tipologia ombrófila densa na Amazônia brasileira (Sturmer e Siqueira 2011), com a mesma ressalva no número de amostragens (30) do estudo citado.

Acaulospora e *Glomus* foram dominantes (15 e 7 espécies, respectivamente) como já relatado em ecossistemas com *A. angustifolia* (Breuninger et al. 2000; Moreira-Souza et al. 2003; Moreira et al. 2006, 2007; Zandavalli et al. 2008), sendo espécies comumente encontradas em florestas tropicais no Brasil (Sturmer e Siqueira, 2011), na China (Zhang et al., 2004) e Panamá (Mangan et al., 2004), por exemplo.

Glomus tenebrosum não foi anteriormente relatado em *A. angustifolia* no Brasil, contudo a espécie é relatada na região neotropical (Rodríguez-Morelos et al. 2014). A ausência de relatos anteriores desta espécie de FMA na rizosfera de *A. angustifolia* pode estar relacionada a composição de espécies que são observadas em estágio de sucessão inicial ou tardio ou idades diferentes em povoamentos florestais (Termorshuizen 1991; Siqueira et al. 1998; Aldrich-Wolfe 2007; Koziol et al. 2015), ou ainda a condição de endemidade moderada que pode ser observada para algumas espécies de FMA (Stürmer et al. 2018). Ainda, *Acaulospora* sp. 1 e *Dentiscutata* sp. 2 apresentam características que podem enquadrá-las como espécies novas. *Acaulospora* sp. 1 apresenta ornamentação característica na primeira camada da parede do esporo (L1) que difere dos padrões morfológicos encontrados em outras espécies do mesmo gênero (Schenck et al. 1984; Walker et al. 2018) e *Dentiscutata* sp. 2 apresenta a parede do esporo (SW) com espessura superior ao esperado para indivíduos do gênero (Walker et al. 2018) (Figura 6).

Diferentes valores de IFE foram obtidos no estudo, mostrando que as áreas avaliadas são impactadas de diferentes formas, independente da condição do fragmento de *A. angustifolia* (natural ou reflorestado). O monocultivo adulto (A1) mostrou valores para a funcionalidade ecológica próximo da área nativa medianamente conservada (A2) e superior ao monocultivo jovem (A3) e ao fragmento natural altamente antropizado (A4), o que mostra a eficiência dos monocultivos de *A. angustifolia* na recuperação das funções ecológicas do ecossistema.

As áreas mais degradadas apresentaram simplificação da paisagem em termos de diversidade, estrutura de sub-bosque e invasão de gramíneas exóticas, fatores que culminaram na redução do IFE nas áreas 3 e 4. O manejo antrópico da paisagem em

ecossistemas com *A. angustifolia* está diretamente associado a diversidade da paisagem local, com a riqueza de espécies vegetais menor nas áreas manejadas e naquelas com alto volume de gramíneas (Barbizan et al. 2018). Paisagens domesticadas com práticas de manejo conservacionistas podem ter importância na conservação de *A. angustifolia*, contudo há redução na densidade de espécies sem importância econômica (Reis et al. 2018), fator que pode refletir na diversidade do ecossistema e, conseqüentemente, na funcionalidade ecológica.

A área 1 apresentou o segundo melhor IFE como resultado da melhora nos indicadores de densidade de árvores, estratificação do sub-bosque, redução da invasão de gramíneas exóticas e maior aporte de serrapilheira. Assim, plantações florestais dessa espécie podem ajudar na conservação e proteção de pequenos fragmentos naturais que já perderam suas funcionalidades ecológicas, visto que a fragmentação florestal pode modular a dinâmica de comunidades arbóreas em florestas de *A. angustifolia* e resultar em mortalidade e perda de área basal nestes ambientes (Gross et al. 2018).

As populações de FMA na rizosfera e serrapilheira de *A. angustifolia* não apresentaram padrões relacionados a funcionalidade ecológica do ecossistema nas áreas avaliadas. Na rizosfera foi verificada riqueza e abundância de FMA superiores nas áreas mais antropizadas, mas isso não foi correlacionado à funcionalidade ecológica. Isso pode ser devido a tendência à diferenciação na composição taxonômica dos FMA quando habitats perturbados e não perturbados são comparados e ecossistemas abertos e florestados, bem como florestas naturais e monocultivos (Moora et al. 2014). Complementarmente, a composição filogenética também pode estar associada ao grau de perturbação do ambiente (Moora et al. 2014).

Já para população dos FMA presentes na serrapilheira, a redução da riqueza e abundância de espécies foi observada nas áreas mais conservadas, e isto pode ter como causa a baixa quantidade ou qualidade da serrapilheira em ambientes perturbados ou o aumento da temperatura e redução da umidade, fatores potenciais que afetam FMA na serrapilheira (Davison et al. 2021; Wu et al. 2022). Além disso, a remoção de serrapilheira altera a composição da comunidade de FMA neste substrato, mas a adição não tem o efeito inverso (Sheldrake et al. 2017), o que se aproxima da observação feita para riqueza e abundância da área 4. De forma geral, poucos estudos avaliam a dinâmica das comunidades de FMA na serrapilheira, porém, isto se trata de um cenário particularmente importante, visto que FMA tem contribuição na ciclagem biogeoquímica ao destruir a estrutura física da camada vegetal depositada no solo através da colonização, com melhora na absorção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, pelas plantas hospedeiras (Wu et al. 2022). Essa é uma relação pouco estudada que pode estar associada ao sucesso de plantas hospedeiras (Bunn et al. 2019).

As áreas menos preservadas e com maiores indícios de perturbação (A3 e A4) mostram-se superiores em riqueza e abundância de FMA, pois a antropização da paisagem com a fragmentação florestal pode resultar em fortes efeitos de borda (Gross et al. 2018) tornando estes ambientes mais frágeis, e as populações de FMA se ajustar gradualmente a essas alterações na paisagem (Abbott e Robson 1991), como verificado em ambientes com maiores perturbações no solo, como pastagens, que podem apresentar maior sobrevivência e quantidade de propágulos de FMA (Jasper et al. 1991). A maior

sobrevivência de propágulos em pastagens pode ser um fator potencial para a diversidade e abundância das espécies de FMA encontradas no presente estudo, como verificado na área 4, ambiente aberto com alta presença de gramíneas. Além disso, os resultados podem ter sido influenciados pelo estágio sucessional, pois aqueles mais avançados podem aumentar o número de FMA com características especialistas e os mais jovens apresentar maior número de interações com estes micro-organismos (Bennett et al. 2013), o que foi observado para as áreas de monocultivo (A1 e A3).

Em geral, os resultados encontrados contrastam com estudos que evidenciaram diferenças que influenciaram a estrutura de rede entre FMA com base nas condições internas da floresta. Neste caso, a ausência ou menor frequência de plantas herbáceas e estratificação de sub-bosque poderia limitar a interação entre plantas e FMA (Bennett et al. 2013), contudo, no presente estudo, as áreas com maiores distúrbios no sub-bosque resultaram em maiores riquezas e abundâncias.

Os fatores da paisagem local influenciaram na diversidade de FMA independentemente da característica dos fragmentos (natural ou reflorestado). Isso pode ser explicado com as comunidades de plantas que podem funcionar como filtros no recrutamento do microbioma do solo, incluindo FMA (Sepp et al. 2018, 2019), mas que as condições abióticas de cada ecossistema são fatores-chaves que modulam a estrutura das comunidades micorrízicas (Davison et al. 2016, 2021) e muitas vezes estas condições abióticas representam um estresse ambiental impulsionador para a comunidade microbiana (Bardgett et al. 1998; Barto and Rillig 2010; Hazard et al. 2013; Gomes et al. 2018; van der Heyde et al. 2019; Stevens et al. 2020).

Em ecossistemas com *A. angustifolia* foram avaliados, até o momento, diferenças na diversidade de FMA entre áreas nativas, reflorestadas e alteradas (Breuninger et al. 2000; Moreira et al. 2007a, 2007b, 2009; Patreze et al. 2009) com poucos estudos investigando variáveis preditoras para explicar diferenças na estrutura das populações destes micro-organismos. Estudos que buscaram explicar essas diferenças se concentraram em atributos químicos e físicos do solo e sazonalidade (Moreira et al. 2012; Pereira et al. 2020). Portanto, a análise da estrutura da população de FMA a partir da funcionalidade ecológica da paisagem local em matas secundárias de *A. angustifolia* busca aumentar a compreensão da dinâmica destes organismos quando associados à essa ameaçada espécie florestal.

5. Conclusão

Glomus tenebrosum não foi anteriormente relatado em florestas de *A. angustifolia* e *Acaulospora* sp. 1 e *Dentiscutata* sp. 2 indicam ser espécies não descritas. Florestas secundárias de *A. angustifolia* no sul de Minas Gerais apresentaram alta diversidade e abundância de FMA. A funcionalidade ecológica foi influenciada por características locais, como presença de gramíneas exóticas e produção de serrapilheira. Estudos futuros devem considerar as variações na paisagem local e a funcionalidade ecológica para a compreensão da diversidade de FMA em florestas de *A. angustifolia*.

6. Referências

- Abbott, L. K., e A. D. Robson. 1991. “Factors influencing the occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhizas”. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 35(2–3):121–50. doi: 10.1016/0167-8809(91)90048-3.
- Aldrich-Wolfe, L. 2007. Distinct mycorrhizal communities on new and established hosts in a transitional tropical plant community. *Ecology*, 88(3), 559–566. <https://doi.org/10.1890/05-1177>
- Bahram, Mohammad, Kabir G. Peay, e Leho Tedersoo. 2015. “Local-scale biogeography and spatiotemporal variability in communities of mycorrhizal fungi”. *New Phytologist* 205(4):1454–63. doi: 10.1111/NPH.13206.
- Barbizan Sühs, Rafael, Eduardo Luís Hettwer Giehl, e Nivaldo Peroni. 2018. “Interaction of land management and araucaria trees in the maintenance of landscape diversity in the highlands of southern Brazil”. *PLOS ONE* 13(11):e0206805. doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0206805.
- Bardgett, Richard D., David A. Wardle, and Gregor W. Yeates. 1998. “Linking Above-Ground and below-Ground Interactions: How Plant Responses to Foliar Herbivory Influence Soil Organisms.” *Soil Biology and Biochemistry* 30(14):1867–78. doi: 10.1016/S0038-0717(98)00069-8
- Barto, E. Kathryn, and Matthias C. Rillig. 2010. “Does Herbivory Really Suppress Mycorrhiza? A Meta-Analysis.” *Journal of Ecology* 98(4):745–53. doi: 10.1111/J.1365-2745.2010.01658.X.
- Beck, H. E., Zimmermann, N. E., McVicar, T. R., Vergopolan, N., Berg, A., & Wood, E. F. (2018). Present and future köppen-geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data*, 5. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>
- Begum, Naheeda, Cheng Qin, Muhammad Abass Ahanger, Sajjad Raza, Muhammad Ishfaq Khan, Muhammad Ashraf, Nadeem Ahmed, e Lixin Zhang. 2019. “Role of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Plant Growth Regulation: Implications in Abiotic Stress Tolerance”. *Frontiers in Plant Science* 10:466052. doi: 10.3389/FPLS.2019.01068/BIBTEX.
- Bennett, Alison Elizabeth, Tim John Daniell, Maarja Öpik, John Davison, Mari Moora, Martin Zobel, Marc André Selosse, e Darren Evans. 2013. “Arbuscular Mycorrhizal Fungal Networks Vary throughout the Growing Season and between Successional Stages”. *PLOS ONE* 8(12):e83241. doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0083241.
- Breuninger, M., W. Einig, E. Cardoso, e R. Hampp. 2000. “Mycorrhiza of Brazil pine (*Araucaria angustifolia* [Bert. O. Ktze.]”. *Plant Biology* 2:4–10.
- Bunn, R. A., Simpson, D. T., Bullington, L. S., Lekberg, Y., & Janos, D. P. 2019. Revisiting the ‘direct mineral cycling’ hypothesis: arbuscular mycorrhizal fungi colonize leaf litter, but why? *The ISME Journal*, 13(8), 1891–1898. <https://doi.org/10.1038/S41396-019-0403-2>

- Cândido, Gesinaldo de Ataíde, Mariana Moura Nóbrega, Marília Taynah Martins de Figueiredo, e Mônica Maria Souto Maior. 2015. “avaliação da sustentabilidade de unidades de produção agroecológicas: um estudo comparativo dos métodos idea e mesmis”. *Ambiente & Sociedade* 18(3):99–120. doi: 10.1590/1809-4422ASOC756V1832015.
- Climate-Data. Clima: Bueno Brandão. 2023. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/search/?q=bueno+brand%C3%A3o+>. Acesso em: 09 set. 2023.
- Davison, John, Mari Moora, Teele Jairus, Martti Vasar, Maarja Öpik, and Martin Zobel. 2016. “Hierarchical Assembly Rules in Arbuscular Mycorrhizal (AM) Fungal Communities.” *Soil Biology and Biochemistry* 97:63–70. doi: 10.1016/J.SOILBIO.2016.03.003.
- Davison, J., Moora, M., Semchenko, M., Adenan, S. B., Ahmed, T., Akhmetzhanova, A. A., Alatalo, J. M., Al-Quraishy, S., Andriyanova, E., Anslan, S., Bahram, M., Batbaatar, A., Brown, C., Bueno, C. G., Cahill, J., Cantero, J. J., Casper, B. B., Cherosov, M., Chideh, S., ... Öpik, M. 2021. Temperature and pH define the realised niche space of arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist*, 231(2), 763–776. <https://doi.org/10.1111/NPH.17240>
- Francisco, Bruno Santos. 2023. Desenvolvimento de protocolos para seleção de espécies e avaliação de funções ecológicas e serviços ecossistêmicos. Tese (Doutorado), Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba, 2023.
- Francisco, Bruno Santos, Emerson Viveiros, Felipe Bueno Dutra, Paulo Cesar Souza Filho, Rafael Paranhos Martins, Raquel Aparecida Passaretti, José Mauro Santana da Silva, e Fatima Conceição Márquez Piña-Rodrigues. 2022. “Band planting: a new restoration technique under the multi-criteria analysis of ecological functionality”. *Brazilian Journal of Environmental Sciences (RBCIAMB)* 57(1):1–11. doi: 10.5327/Z2176-94781028.
- Friendly, Michael. 2002. “Corrgrams”. *The American Statistician* 56(4):316–24. doi: 10.1198/000313002533.
- Galetti, Gustavo, José Mauro Santana da Silva, Fatima Conceição Márquez Piña- Rodrigues, e Ivonir Piotrowski. 2018. “multicriterial analysis of ecological stability in three forest restoration models”. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (RBCIAMB)* 48(48):142–57. doi: 10.5327/Z2176-947820180301.
- Gatica-Saavedra, Paula, Cristian Echeverría, Cara R. Nelson, Paula Gatica-Saavedra, Cristian Echeverría, e Cara R. Nelson. 2017. “Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review”. *ResEc* 25(6):850–57. doi: 10.1111/REC.12586.
- Gomes, Sofia I. F., Vincent S. F. T. Merckx, and Nicole A. Hynson. 2018. “Biological Invasions Increase the Richness of Arbuscular Mycorrhizal Fungi from a Hawaiian Subtropical Ecosystem.” *Biological Invasions* 20(9):2421–37. doi: 10.1007/S10530-018-1710-7/TABLES/2.

- Gross, Aline, Ana Carolina da Silva, Aline Pereira Cruz, Ricardo de Vargas Kilca, Amanda da Silva Nunes, Edilaine Duarte, Manoela Bez Vefago, Guilherme Neto dos Santos, Carla Luciane Lima, Bruna Salami, e Pedro Higuchi. 2018. “Fragmentation as a key driver of tree community dynamics in mixed subtropical evergreen forests in Southern Brazil”. *Forest Ecology and Management* 411:20–26. doi: 10.1016/J.FORECO.2018.01.013.
- Hazard, Christina, Paul Gosling, Christopher J. Van Der Gast, Derek T. Mitchell, Fiona M. Doohan, e Gary D. Bending. 2013. “The role of local environment and geographical distance in determining community composition of arbuscular mycorrhizal fungi at the landscape scale”. *The ISME Journal* 7(3):498–508. doi: 10.1038/ISMEJ.2012.127.
- Hooper, Elaine R., Pierre Legendre, e Richard Condit. 2004. “Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in panama”. *Ecology* 85(12):3313–26. doi: 10.1890/03-0655.
- Jasper, D. A., L. K. Abbott, E A. D. Robson. 1991. “The effect of soil disturbance on vesicular—arbuscular mycorrhizal fungi in soils from different vegetation types”. *New Phytologist* 118(3):471–76. doi: 10.1111/J.1469-8137.1991.TB00029.X.
- Jung, Sabine C., Ainhoa Martinez-Medina, Juan A. Lopez-Raez, e Maria J. Pozo. 2012. “Mycorrhiza-Induced Resistance and Priming of Plant Defenses”. *Journal of Chemical Ecology* 38(6):651–64. doi: 10.1007/S10886-012-0134-6.
- Koziol, L., Bever, J. D., & Hawkes, C. V. 2015. Mycorrhizal response trades off with plant growth rate and increases with plant successional status. *Ecology*, 96(7), 1768–1774. <https://doi.org/10.1890/14-2208.1>
- López-Ridaura, S., O. Maser, e M. Astier. 2002. “Evaluating the sustainability of complex socio-environmental systems. the MESMIS framework”. *Ecological Indicators* 2(1–2):135–48. doi: 10.1016/S1470-160X(02)00043-2.
- Mangan, S. A., Eom, A. H., Adler, G. H., Yavitt, J. B., & Herre, E. A. 2004. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi across a fragmented forest in Panama: insular spore communities differ from mainland communities. *Oecologia*, 141(4), 687–700. <https://doi.org/10.1007/S00442-004-1684-2>
- Moora, Mari, John Davison, Maarja Öpik, Madis Metsis, Ülle Saks, Teele Jairus, Martti Vasar, e Martin Zobel. 2014. “Anthropogenic land use shapes the composition and phylogenetic structure of soil arbuscular mycorrhizal fungal communities”. *FEMS Microbiology Ecology* 90(3):609–21. doi: 10.1111/1574-6941.12420.
- Moreira, Milene, Dilmar Baretta, e Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso. 2012. “Doses de fósforo determinam a prevalência de fungos micorrízicos arbusculares em *Araucaria angustifolia*”. *Ciencia Florestal* 22(4):813–20. doi: 10.5902/198050987562.
- Moreira, Milene, Dilmar Baretta, Mui Tsai Siu, e Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso. 2006. “Spore density and root colonization by arbuscular mycorrhizal fungi in preserved or disturbed *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. ecosystems”. *Scientia Agricola* 63(4):380–85. doi: 10.1590/S0103-90162006000400009.

- Moreira, Milene, Dilmar Baretta, Mui Tsai Siu, Sandra Maria Gomes-da-Costa, e Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso. 2007. "Biodiversity and distribution of arbuscular mycorrhizal fungi in *Araucaria angustifolia* forest". *Scientia Agricola* 64(4):393–99. doi: 10.1590/S0103-90162007000400010.
- Moreira, Milene, Dilmar Baretta, Siu Mui Tsai, e Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso. 2009. "Arbuscular mycorrhizal fungal communities in native and in replanted *Araucaria* forest". *Scientia Agricola* 66(5):677–84. doi: 10.1590/S0103-90162009000500013.
- Moreira, Milene, Marco A. Nogueira, Siu M. Tsai, Sandra M. Gomes-Da-Costa, e Elke J. B. N. Cardoso. 2007. "Sporulation and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Brazil Pine in the field and in the greenhouse". *Mycorrhiza* 17(6):519–26. doi: 10.1007/S00572-007-0124-7.
- Moreira, Milene, Maria I. Zucchi, José E. Gomes, Siu M. Tsai, Alessandro Alves-Pereira, e Elke J. B. N. Cardoso. 2016. "*Araucaria angustifolia* Aboveground Roots Presented High Arbuscular Mycorrhizal Fungal Colonization and Diversity in the Brazilian Atlantic Forest". *Pedosphere* 26(4):561–66. doi: 10.1016/S1002-0160(15)60065-0.
- Moreira-Souza, M., e E. J. B. N. Cardoso. 2002. "Dependência micorrízica de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. sob doses de fósforo". *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 26(4):905–12. doi: 10.1590/S0100-06832002000400007.
- Moreira-Souza, Milene, Sandra F. B. Trufem, Sandra M. Gomes-Da-Costa, e Elke J. B. N. Cardoso. 2003. "Arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze". *Mycorrhiza* 13(4):211–15. doi: 10.1007/S00572-003-0221-1.
- Morton, J. B., S. P. Bentivenga, e W. W. Wheeler. 1993. "Germoplasm in the international collection of arbuscular and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi (INVAM) and procedures for culture development, documentation and storage". *Mycotaxon (USA)* 48:491–528.
- Oksanen, F.J., et al. 2022. Vegan: Community Ecology Package. R package Version 2.6-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Patreze, C. M., E. N. De Paulo, A. P. Martinelli, E. J. B. Cardoso, e S. M. Tsai. 2009. "Characterization of fungal soil communities by F-RISA and arbuscular mycorrhizal fungi from *Araucaria angustifolia* forest soils after replanting and wildfire disturbances". *Symbiosis* 48(1–3):164–72. doi: 10.1007/BF03179995/METRICS.
- Pereira, Jamil M., Rafael L. F. Vasconcellos, Arthur P. A. Pereira, Sidney L. Stürmer, Antonio M. M. Silva, Dilmar Baretta, Joice A. Bonfim, e Elke J. B. N. Cardoso. 2020. "Reforestation processes, seasonality and soil characteristics influence arbuscular mycorrhizal fungi dynamics in *Araucaria angustifolia* forest". *Forest Ecology and Management* 460. doi: 10.1016/j.foreco.2020.117899.
- Piña-Rodrigues, Fatima Conceição Marquez, Jose Mauro Santana Da Silva, Ivonir Piotrowski, Gabriela Rosa Lopes, Gustavo Galetti, Fernando Silveira Franco, e Suzana Marques Rodrigues Alvares. 2015. *Protocolo de monitoramento da funcionalidade ecológica de áreas de restauração*.

- Reis, Maurício S., Tiago Montagna, Andréa G. Mattos, Samantha Filippon, Ana H. Ladio, Anésio da Cunha Marques, Alex A. Zechini, Nivaldo Peroni, e Adelar Mantovani. 2018. “Domesticated landscapes in araucaria forests, southern Brazil: A multispecies local conservation-by-use system”. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6(FEB):11. doi: 10.3389/FEVO.2018.00011/BIBTEX.
- Ribeiro, Milton Cezar, Jean Paul Metzger, Alexandre Camargo Martensen, Flávio Jorge Ponzoni, e Márcia Makiko Hirota. 2009. “The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation”. *Biological Conservation* 142(6):1141–53. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.021.
- Rodríguez-Morelos, V. H., Soto-Estrada, A., Pérez-Moreno, J., Franco-Ramírez, A., & Díaz-Rivera, P. 2014. Arbuscular mycorrhizal fungi associated with the rhizosphere of seedlings and mature trees of *Swietenia macrophylla* (Magnoliophyta: Meliaceae) in Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 87(1), 1–10. <https://doi.org/10.1186/S40693-014-0009-Z/TABLES/2>
- Santana, Lucas Deziderio, José Hugo Campos Ribeiro, Natalia Macedo Ivanauskas, and Fabrício Alvim Carvalho. 2018. “Estrutura, diversidade e heterogeneidade de uma floresta ombrófila mista altomontana em seu extremo norte de distribuição (minas gerais).” *Ciência Florestal* 28(2):567–79. doi: 10.5902/1980509832039.
- Schenck, N. C., Spain, J. L., Sieverding, E., & Howeler, R. 1984. Several new and inreported vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi (endogonaceae) from Colombia. *Mycologia*, 76(4).
- Sepp, Siim Kaarel, John Davison, Teele Jairus, Martti Vasar, Mari Moora, Martin Zobel, and Maarja Öpik. 2019. “Non-Random Association Patterns in a Plant–Mycorrhizal Fungal Network Reveal Host–Symbiont Specificity.” *Molecular Ecology* 28(2):365–78. doi: 10.1111/MEC.14924.
- Sepp, Siim Kaarel, Teele Jairus, Martti Vasar, Martin Zobel, and Maarja Öpik. 2018. “Effects of Land Use on Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities in Estonia.” *Mycorrhiza* 28(3):259–68. doi: 10.1007/S00572-018-0822-3/METRICS
- Sheldrake, M., Rosenstock, N. P., Revillini, D., Olsson, P. A., Mangan, S., Sayer, E. J., Wallander, H., Turner, B. L., & Tanner, E. V. J. 2017. Arbuscular mycorrhizal fungal community composition is altered by long-term litter removal but not litter addition in a lowland tropical forest. *New Phytologist*, 214(1), 455–467. <https://doi.org/10.1111/NPH.14384>
- Siqueira, J. O., Carneiro, M. A. C., Curi, N., Rosado, S. C. da S., & Davide, A. C. 1998. Mycorrhizal colonization and mycotrophic growth of native woody species as related to successional groups in Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 107(1–3), 241–252. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00336-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00336-8)
- Smith, Sally E., e Susan J. Barker. 2002. “Plant phosphate transporter genes help harness the nutritional benefits of arbuscular mycorrhizal symbiosis”. *Trends in Plant Science* 7(5):189–90. doi: 10.1016/S1360-1385(02)02260-4.
- Smith, Sally, e David Read. 2008. *Mycorrhizal Symbiosis*. Elsevier.

- Souza, Rose Pereira Muniz de, Vinícius de Castro Souza, Rodrigo Trassi Polisel, and Natália Macedo Ivanauskas. 2012. “Estrutura e Aspectos da Regeneração Natural de Floresta Ombrófila Mista No Parque Estadual de Campos do Jordão, SP, Brasil.” *Hoehnea* 39(3):387–407. doi: 10.1590/S2236-89062012000300004.
- Stefenon, Valdir Marcos, Gustavo Klabunde, Rafael Plá Matielo Lemos, Marcelo Rogalski, e Rubens Onofre Nodari. 2019. “Phylogeography of plastid DNA sequences suggests post-glacial southward demographic expansion and the existence of several glacial refugia for *Araucaria angustifolia*”. *Scientific Reports* 2019 9:1 9(1):1–13. doi: 10.1038/s41598-019-39308-w.
- Stevens, Bo Maxwell, Jeffrey Ryan Propster, Maarja Öpik, Gail W. T. Wilson, Sara Lynne Alloway, Emilian Mayemba, and Nancy Collins Johnson. 2020. “Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Roots and Soil Respond Differently to Biotic and Abiotic Factors in the Serengeti.” *Mycorrhiza* 30(1):79–95. doi: 10.1007/S00572-020-00931-5/METRICS.
- Stürmer, S. L., & Siqueira, J. O. 2011. Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi across distinct land uses in Western Brazilian Amazon. *Mycorrhiza*, 21(4), 255–267. <https://doi.org/10.1007/S00572-010-0330-6/FIGURES/4>
- Stürmer, Sidney L., James D. Bever, and Joseph B. Morton. 2018. “Biogeography of Arbuscular Mycorrhizal Fungi (Glomeromycota): A Phylogenetic Perspective on Species Distribution Patterns.” *Mycorrhiza* 28(7):587–603. doi: 10.1007/S00572-018-0864-6.
- Termorshuizen, A. J. 1991. Succession of mycorrhizal fungi in stands of *Pinus sylvestris* in the Netherlands. *Journal of Vegetation Science*, 2(4), 555–564. <https://doi.org/10.2307/3236038>
- Thomas, P. 2013. *Araucaria angustifolia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T32975A2829141. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T32975A2829141.en>
- Van der Heyde, Mieke, Lynette K. Abbott, Catherine Gehring, Vasilis Kokkoris, and Miranda M. Hart. 2019. “Reconciling Disparate Responses to Grazing in the Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis.” *Rhizosphere* 11:100167. doi: 10.1016/J.RHISPH.2019.100167.
- Vilcatoma-Medina, Carlos, Glaciela Kaschuk, e Flávio Zanette. 2018. “Colonization and Spore Richness of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in *Araucaria* Nursery Seedlings in Curitiba, Brazil”. *International Journal of Agronomy* 2018. doi: 10.1155/2018/5294295.
- Walker, C., Harper, C. J., Brundrett, M. C., & Krings, M. 2018. Looking for Arbuscular Mycorrhizal Fungi in the Fossil Record: An Illustrated Guide. *Transformative Paleobotany: Papers to Commemorate the Life and Legacy of Thomas N. Taylor*, 481–517. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813012-4.00020-6>
- Wu, C., Kong, X., He, X., Song, F., Lin, Y., Jia, Y., Kurakov, A. V., & He, Z. 2022. The Biotic and Abiotic Factors of Regulation of Arbuscular Mycorrhizal Fungi Activity in

Litter Decomposition: Review. *Eurasian Soil Science* 2022 55:10, 55(10), 1446–1459.
<https://doi.org/10.1134/S1064229322100155>

Zandavalli, Roberta Boscaini, Sidney Luiz Stürmer, e Lúcia Rebelo Dillenburg. 2008.
“Species richness of arbuscular mycorrhizal fungi in forests with *Araucaria* in Southern Brazil”. *Hoehnea* 35(1):63–68. doi: 10.1590/S2236-89062008000100003.

Zhang, Y., Guo, L. D., & Liu, R. J. 2004. Survey of arbuscular mycorrhizal fungi in deforested and natural forest land in the subtropical region of Dujiangyan, southwest China. *Plant and Soil*, 261(1–2), 257–263.
<https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000035572.15098.F6>

Zhu, J., Zhou, Y., Wang, S., Wang, L., Wang, F., Liu, W., & Guo, B. 2015. Multicriteria decision analysis for monitoring ecosystem service function of the Three-River Headwaters region of the Qinghai-Tibet Plateau, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(6), 1–19. <https://doi.org/10.1007/S10661-015-4523-5/FIGURES/12>

Capítulo 2

Comunidade de fungos micorrizicos arbusculares na rizosfera e serrapilheira de florestas de *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae): abordagem bayesiana

Resumo

Araucaria angustifolia, nativa e com valor ecológico e econômico, é listada como criticamente ameaçada de extinção. Essa espécie apresenta intrínseca relação simbiótica com fungos micorrizicos arbusculares (FMA), microrganismos responsáveis pela aquisição de nutrientes essenciais e tolerância a estresses abióticos, porém, a presença ou ausência desses FMA pode ser influenciada por variáveis ambientais da paisagem local. O objetivo desse estudo foi verificar o comportamento da estrutura de comunidade de fungos micorrizicos arbusculares (FMA) em florestas de *A. angustifolia* com diferentes características da paisagem com modelagem bayesiana. A abundância de FMA foi verificada com a contagem dos esporos, a riqueza com a identificação morfológica dos esporos localizados na rizosfera e serrapilheira e a análise realizada por inferência bayesiana e simulação de Monte Carlo via cadeias de Markov (MCMC). A riqueza atingiu o platô da curva de acumulação de espécies e mudou com as variáveis preditivas avaliadas. Distância da borda, fósforo no solo e proporção de estrato herbáceo foi negativamente correlacionado a riqueza no solo e serrapilheira, enquanto proporção de cobertura vegetal e conteúdo de serrapilheira se relacionaram positivamente a riqueza. Alguns taxa tiveram comportamento variável em relação as variáveis preditivas e *Acaulospora mellea* foi mais relacionada a ambientes degradados. Estas descobertas sugerem que as variáveis ambientais locais influenciaram os parâmetros de diversidade de FMA avaliados.

Palavras-chave: *Acaulospora mellea*; cadeias de Markov; proteção de plantas; monitoramento; estrutura da comunidade.

Community of arbuscular mycorrhizal fungi on the rhizosphere and litter of *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae) forests: Bayesian approach

Abstract

Araucaria angustifolia, native and with ecological and economic value, is listed as critically endangered. This species has an intrinsic symbiotic relationship with arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), microorganisms responsible for the acquisition of essential nutrients and tolerance to abiotic stresses, however, the presence or absence of these AMF can be influenced by environmental variables of the local landscape. The objective of this study was to verify the behavior of the community structure of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in *A. angustifolia* forests with different landscape characteristics using Bayesian modeling. AMF abundance was verified by counting spores, richness by morphological identification of spores located in the rhizosphere and litter and analysis carried out by Bayesian inference and Monte Carlo simulation via Markov chains (MCMC). Richness reached the plateau of the species accumulation curve and changed with the predictive variables evaluated. Distance from the edge, soil phosphorus and herbaceous stratum cover were negatively correlated with soil and litter richness, while

total vegetation cover and litter content were positively related to richness. Some taxa had variable behavior in relation to the predictive variables and *Acaulospora mellea* was more related to degraded environments. These findings suggest that local environmental variables influenced the assessed AMF diversity parameters

Key-words: *Acaulospora mellea*; Markov chains; plant protection; monitoring; community structure.

1 Introdução

Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze, 1898 (Pinales: Araucariaceae), é nativa do Brasil, Paraguai e Argentina e compõe o extrato superior de floresta ombrófila mista. A distribuição natural dessa planta inclui a região sul do Brasil e áreas dos estados do sudeste com clima frio e de altitude, correspondendo ao limite norte de sua ocorrência entre os extremos latitudinais 18°S e 32°S (Reis et al. 2018; Stefenon et al. 2019). Essa espécie está listada como criticamente ameaçada de extinção (Thomas 2013) com remanescentes que somam de 3 a 12% de sua vegetação original (Ribeiro et al. 2009).

Araucaria angustifolia é micotrófica e dependente da simbiose com fungos micorrízicos arbusculares (FMA) (Moreira-Souza and Cardoso 2002), simbiose ligada à aquisição de elementos minerais essenciais e água pelas plantas, bem como tolerância a estresses bióticos e abióticos, condições de deficiência hídrica e nutricional, altos teores de ferro e alumínio e valores extremos de pH (Jung et al. 2012; Smith and Barker 2002; Smith and Read 2008)

A comunidade de FMA pode ser moldada pelas alterações na paisagem local e uso da terra (Bahram, Peay, and Tedersoo 2015; Hazard et al. 2013; Moora et al. 2014) que estão presentes atualmente nos ecossistemas com *A. angustifolia* (Barbizan Sühs, Hettwer Giehl, and Peroni 2018; Gross et al. 2018). Estudos reportam a diversidade de FMA na rizosfera de *A. angustifolia* e a relação com atributos edáficos (Breuninger et al. 2000; Moreira, Baretta, et al. 2007; Moreira et al. 2009; Moreira, Nogueira, et al. 2007; Patreze et al. 2009), mas não abordam a influência da paisagem local.

Populações de FMA têm comportamento dinâmico sob cenários de perturbação da paisagem (Davison et al. 2016; Moora et al. 2014), e a abordagem bayesiana pode ser informativa para predição do comportamento destes organismos dada a interação e variação de múltiplas variáveis ambientais (Wu and Chang 2022; Yu et al. 2012). Esta abordagem é pouco explorada no cenário ambiental e gera modelos gráficos probabilísticos (Aguilera et al. 2011) que podem contribuir para o entendimento dos fatores da paisagem e do ambiente que governam a estrutura de comunidade encontrada em termos de riqueza e abundância de FMA e que não foram explicadas pela funcionalidade ecológica analisada no primeiro capítulo deste estudo.

O objetivo desse estudo foi verificar a composição e estrutura da comunidade de FMA em florestas de *Araucaria angustifolia* com modelagem bayesiana.

2 Material e Métodos

2.1 Área de estudo

Amostras de solo, serrapilheira e dados variáveis ambientais foram coletados em fragmentos florestais naturais e cultivados com *A. angustifolia* em Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil (22° 26' 27" S, 46° 21' 6" O, 1204 m asl) e as análises realizadas na Universidade Federal de São Carlos, *Campus* Sorocaba. Esse município possui vegetação caracterizada como floresta ombrófila mista montana na Serra da Mantiqueira, região de ecótono formado por floresta ombrófila densa e cerrado (Reis et al. 2018; Santana et al. 2018; Souza et al. 2012), com clima do tipo cfa (Beck et al. 2018) precipitação média de 1.633 milímetros anuais e temperatura média de 17,3 °C (Climate-data 2023).

Quatro fragmentos florestais com *A. angustifolia* com diferenças na paisagem local foram utilizados nesse estudo (Figuras 1). Área 1: fragmento cultivado, idade aproximada de 65 anos, com 54.496 m², presença de sub-bosque denso, com espécies arbustivas e herbáceas, manejo com roçadas realizado anualmente e baixa frequência de animais domesticados, como *Bos taurus* Linnaeus, 1758 (Artiodactyla: Bovidae). Área 2: fragmento natural com enriquecimento de *A. angustifolia*, espaçamento aleatório, idade indeterminada, com 9.513 m², presença de sub-bosque denso, manejo realizado com roçadas esporadicamente e com presença de animais domesticados (*B. taurus*). Área 3: monocultivo adensado, sem manejo, idade de 18 anos, com 33.339 m², presença de sub-bosque pouco denso, com áreas totalmente descobertas ou cobertas apenas por serrapilheira e baixa frequência de animais domesticados. Área 4: fragmento natural altamente degradado, espaçamento não padronizado, idade indeterminada, com 2.884 m², sub-bosque composto por gramíneas exóticas, espécies arbustivas, com manejo frequente e presença de animais domesticados.

Oito parcelas circulares com 78,54 m² foram demarcadas aleatoriamente em cada uma dessas quatro áreas. O ponto central de todas as parcelas correspondeu a um indivíduo de *A. angustifolia*. As coordenadas geográficas de cada ponto foram obtidas com Garmin GPSMAP 64s.

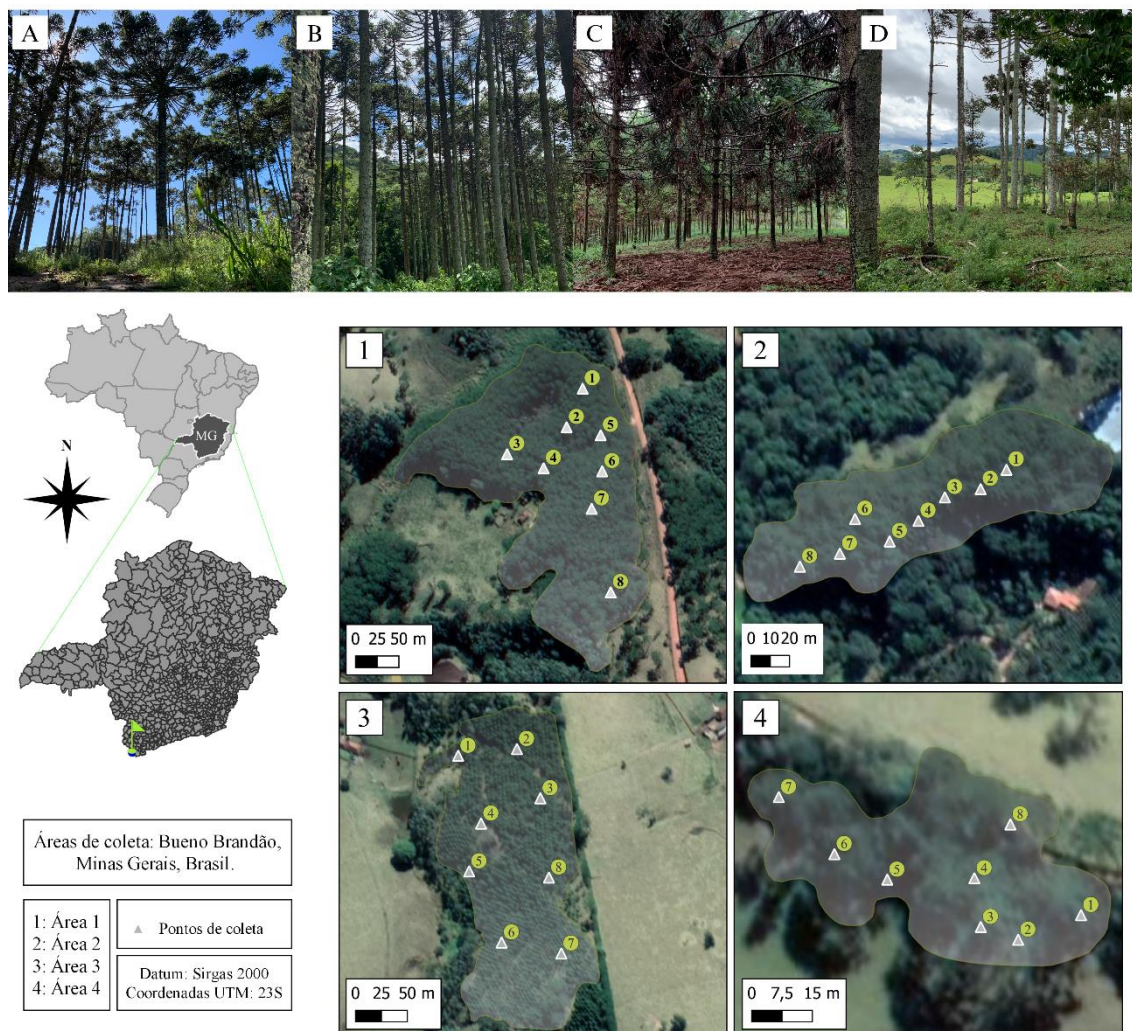
2.2 Amostragem da comunidade de FMA do solo e serrapilheira

A amostragem para análise de FMA foi realizada em março de 2023, com amostras de solo, por parcela, coletadas em quatro pontos equidistantes a 30 cm da base do fuste da planta demarcada (ponto central da parcela). A coleta foi realizada a profundidade de 0 a 20 cm em todas as parcelas. O material coletado foi transportado para Universidade Federal de São Carlos, *Campus* Sorocaba, e armazenado em sacos plásticos a 4°C até o momento das análises.

Alíquota de 100 g de solo de cada parcela foi pesada para análise dos esporos. A análise foi realizada com peneiragem úmida (Morton, Bentivenga, and Wheeler 1993) e individualmente solubilizadas em água de forma que todos os agregados de solo fossem desfeitos. O sobrenadante da solução foi depositado em uma sequência de duas peneiras granulométricas com 710 e 45 µm de abertura, com resíduos vegetais retidos na peneira com maior granulometria e os esporos dos FMA na menor, respectivamente. O produto retido na última peneira foi transferido para tubos falcon (50 ml) e adicionado solução de sacarose concentrada (70%). Os tubos foram levados à centrifuga, submetidos a 3000 RPM por cinco minutos e, posteriormente, o sobrenadante depositado em peneira de 45 µm para eliminação da sacarose. Os esporos dos FMA foram lavados com água destilada

e recuperados da peneira, analisados em lupas com aumento entre 8 e 32 vezes, coletados com pipeta automática e montados em lâminas permanentes com álcool polivinílico-lactoglicerol (PVLG).

Figura 1. Local de estudo com as quatro áreas delimitadas. Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03/2023.



Legenda: A, 1= Área 1; B, 2= Área 2; C, 3= Área 3; D, 4= Área 4.

A serrapilheira foi coletada em um ponto aleatório dentro de cada parcela com arco de metal de 8 cm de diâmetro (0,02 m²). Alíquota de 100 ml de serrapilheira foi utilizada para a análise dos esporos de FMA seguindo a mesma metodologia utilizada nas amostras de solo.

Os esporos dos FMA foram contados, montados nas lâminas e fotografados com microscópio Olympus BX 53 (Shinjuku, Tóquio, Japão). Análise taxonômica, grafia dos nomes e autoridades foram realizadas segundo a metodologia da “International collection of arbuscular and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi - INVAM” (Morton et al. 1993; Redecker et al. 2013). Os cálculos de diversidade foram realizados em linguagem R (versão 4.2.0) com pacote vegan (Oksanen, 2022).

2.3 Caracterização das variáveis ambientais

Variáveis ambientais preditoras foram definidas e coletadas, sendo distância das parcelas até a borda (dist), cobertura vegetal total (cv), proporção de cobertura de gramíneas exóticas (gram) e de espécies arbustivas e herbáceas (PArb e PHerb, respectivamente), densidade (da), diâmetro a altura do peito (dapa) e área basal (ga) de *A. angustifolia*, bem como densidade (dt), dap (dapt) e área basal (gt) totais, além do aporte de serrapilheira (SE), diversidade de espécies mensurada pelo índice de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade de Pielou (J) e altura dos estratos arbustivo e herbáceo (HArb e HHerb, respectivamente). A variável “dist” foi mensurada com o software QGIS 3.33.11 a partir das coordenadas geográficas obtidas em campo com Garmin GPSMAP 64s para cada parcela.

A caracterização química do solo foi realizada com a coleta de três amostras compostas de 500 g para cada área de estudo, com total de 12 análises. A análise química foi realizada pelo método IAC de Análises de Solo (Raij et al. 2001) em laboratório certificado.

Análise de correlação de Pearson foi utilizada para avaliar a relação entre as variáveis ambientais preditoras. Para essa análise foram utilizados dados por parcela ($n=32$), em linguagem R (versão 4.2.0) com o auxílio do pacote corrplot (Friendly 2002). Variáveis com alta correlação positiva ($r \geq 0,7$) ou negativa ($r \leq -0,7$) não foram selecionadas para análise posterior dos dados. A correlação entre duas das variáveis indica que elas explicam a mesma porção da variabilidade dos resultados e isto pode afetar a significância das variáveis.

2.4 Análise dos dados

Modelos hierárquicos de ocupação, ou simplesmente, modelos de ocupação, utilizam dados de presença/ausência de espécies (Guillera-Arroita et al. 2014, Guillera-Arroita et al. 2015, Guillera-Arroita 2017) para estimar a proporção de pontos ocupados por uma dada espécie levando em conta que a detecção é imperfeita, ou seja, mesmo que um ponto (sítio ou localidade) seja amostrado, existe a possibilidade de a espécie estar presente e não ser detectada (MacKenzie e Nichols 2004, MacKenzie et al. 2002, MacKenzie et al. 2006).

Nos modelos de ocupação estáticos, aqueles que estão condicionados a um período em que a população, ou conjunto de populações, pode ser considerada fechada, dois processos são estimados, o processo ecológico, probabilidade de ocupação (ψ) e o processo de observação, probabilidade de detecção (p) (MacKenzie et al. 2002). Quando esses modelos são estendidos para múltiplas espécies, o que permite que inferências acerca da biodiversidade sejam feitas a partir de valores derivados da estimativa da probabilidade de ocupação, essas mesmas probabilidades são estimadas conjuntamente para a comunidade e, é possível estimar o número total de espécies da mesma, quando este não é conhecido (Dorazio e Royle 2005, Dorazio et al. 2006).

O processo de ocupação do modelo multiespécies consiste em uma equação cujas probabilidades dos parâmetros resultantes têm distribuição de Bernoulli, como mostram as expressões a seguir:

$$\Omega_g \sim Uniforme(0,1)$$

$$w_{ig} \sim Bernoulli(\Omega_g)$$

O parâmetro de inclusão da espécie na comunidade w_{ig} foi estimado por um processo de Bernoulli sobre amostras com distribuição uniforme, Ω_g , onde g indica a qual comunidade ocorre o registro da espécie, solo ou serrapilheira e i o sítio, ponto ou unidade amostral. O processo de Bernoulli é uma sequência de tentativas independentes que possuem apenas dois resultados possíveis, tais como o lançamento de uma moeda (Gotelli e Ellison 2004).

$$logit(\psi_{jig}) = \langle \beta_{img}, Covs_{jm} \rangle$$

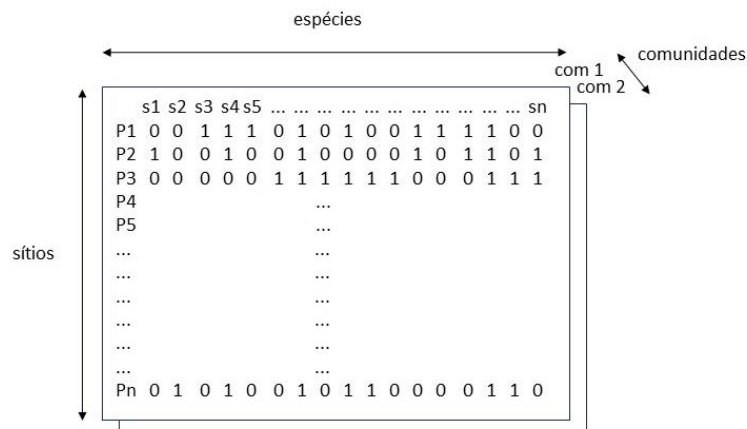
A regressão logística referente à ocupação, propriamente, estima a probabilidade de ocupação ψ , para cada espécie i , de cada comunidade g , em cada ponto j , através do produto interno dos parâmetros de ocupação β , que foram estimados para cada ponto, comunidade e covariável m , e das covariáveis.

$$\mu.\psi_{jig} = w_{ig} * \psi_{jig}$$

$$z_{jig} \sim Bernoulli(\mu.\psi_{jig})$$

A matriz de incidência z para cada comunidade foi estimada por um processo de Bernoulli que amostra o resultado da multiplicação de w e ψ , a estimativa da matriz considerou, portanto, se a espécie é passível de ocorrer naquela comunidade ou não (Figura 2).

Figura 2. Matriz de incidência estimada para cada comunidade de FMA em florestas de *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae). Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023



O processo de detecção, por sua vez, foi expresso por regressão logística cujo resultado tem distribuição de probabilidade binomial, com a probabilidade de detecção p de cada espécie i , em cada comunidade g e em cada ponto j condicionada apenas pelo

intercepto α que assume valor por espécie e comunidade, uma vez que não foi considerada covariável de detecção, como vê-se a seguir:

$$\text{logit}(p_{jig}) = \alpha_{ig}$$

$$y_{jig} \sim \text{Binomial}(z_{jig} * p_{jig}, k_{jg})$$

A matriz de detecções y para cada comunidade foi estimada por processo binomial que amostra o resultado da multiplicação de z e p como número de sucessos e k , número de tentativas (esporos totais em cada mostra) para cada ponto e comunidade (Figura 3). Variável aleatória binomial é um conjunto de processos de Bernoulli, ou seja, o número de sucessos $z*p$ em k processos de Bernoulli (Gotelli e Ellison 2004).

Figura 3. Matriz de detecções estimada para cada comunidade de FMA em florestas de *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae). Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023.

sítios	espécies																
	t1	t2	t3	t4	t5	tn	
P1	2	0	5	5	5	5	4	3	3	1	1	2	2	2	1	1	1
P2	2	0	5	5	5	5	4	3	3	1	1	2	2	2	1	1	1
P3	2	0	5	5	5	5	4	3	3	1	1	2	2	2	1	1	1
P4	...																
P5	...																
...	...																
...	...																
...	...																
...	...																
...	...																
...	...																
...	...																
Pn	0	6	6	6	0	0	3	0	3	3	0	0	0	0	1	1	0

Os parâmetros de regressão dos submodelos de ocupação e detecção, β e α , respectivamente, foram amostrados de distribuições normais multivariadas, ou multinormais, com média amostrada de uma distribuição normal e variância igual ao inverso do quadrado de uma distribuição uniforme com limites em 0 e 10. A estrutura de correlação entre as comunidades foi determinada por distribuição Wishart estimada de matriz identidade com quatro elementos. Abaixo, segue descrição matemática da estimativa dos parâmetros:

$$\omega_{gg} = \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 1 \end{bmatrix}$$

$$\mu. \beta_{mg} \sim \text{Normal}(0, 0.001)$$

$$\tau. \beta_{mgg} \sim \text{Wishart}(\omega_{gg}, 2)$$

$$\beta_{img} \sim \text{Multi. Normal}(\mu. \beta_{mg} \otimes \tau. \beta_{mgg})$$

$$\mu. \alpha_g \sim \text{Normal}(0, 0.001)$$

$$\tau. \alpha_{gg} \sim \text{Wishart}(\omega_{gg}, 2)$$

$$\alpha_{ig} \sim \text{Multi. Normal}(\mu. \alpha_g \otimes \tau. \beta_{gg})$$

O diagnóstico do modelo, que consiste na verificação da convergência das cadeias e iterações na estimativa das amostras, foi realizado com estimativa dos fatores de redução de escala \hat{R} para cada parâmetro (Congdon 2014, Congdon 2006, Gelman e Rubin 1992). A checagem do modelo foi efetuada pela comparação das medidas de discrepância de Freeman-Tukey (Conn et al. 2018) que permitiram a estimativa de valores de p -Bayesiano, com a probabilidade de que a discrepância observada seja maior do que a esperada (Gelman et al. 1996, Gelman 2006) e do índice de ajuste do modelo, razão entre as discrepâncias observadas e esperadas (Kéry e Schaub 2012). Neste contexto, os fatores de redução de escala \hat{R} consistiram no diagnóstico da convergência, os valores de p -Bayesiano na checagem do ajuste e, os índices de ajuste do modelo na crítica desse mesmo ajuste.

A partir da média estimada da distribuição de probabilidade normal teórica independente para cada comunidade e da variância dessa mesma distribuição, além do número total de espécies estimado ou conhecido para essas comunidades, foi obtida curva de acumulação de espécies corrigida para o erro de detecção (Cam et al. 2002a; Cam et al. 2002b; Dorazio et al. 2006) para cada comunidade, solo e serrapilheira. A soma da matriz de incidência estimada z para cada comunidade ao longo de sua segunda dimensão, as espécies i , resultaram em dois vetores de riquezas de espécies por ponto de amostragem. Ao passo que a soma das matrizes de incidência ao longo de sua primeira dimensão, pontos j , resultou em dois vetores com o número de pontos ocupados por cada espécie. Ordenações por análise dos componentes principais (PCA) foram aplicadas às matrizes de probabilidades de ocupação das espécies considerando as covariáveis escalonadas e centralizadas em zero. PCA foram utilizadas para redução da dimensionalidade do conjunto de variáveis preditivas em referência aos eixos ortogonais de variação que cortam a elipse de maior densidade do conjunto de índices de abundância das espécies (Legendre e Legendre 2012). Nesse contexto, é possível visualizar a contribuição de cada variável com a variação da composição da comunidade.

Cem valores para cada covariável amostrada foram simuladas de uma distribuição normal truncada para números positivos considerando a média e desvio padrão dos valores reais e seus limites. Espécies com probabilidade de ocupação ψ média maior que 0.25, ou que em média ocorreram em $\frac{1}{4}$ dos sítios amostrais ou mais, foram selecionadas em cada comunidade e os parâmetros de regressão de cada espécie utilizados para estimar as probabilidades de ocupação dessas espécies para esses novos valores simulados, o que facilitou a visualização do efeito de cada variável sobre a ocupação da espécie.

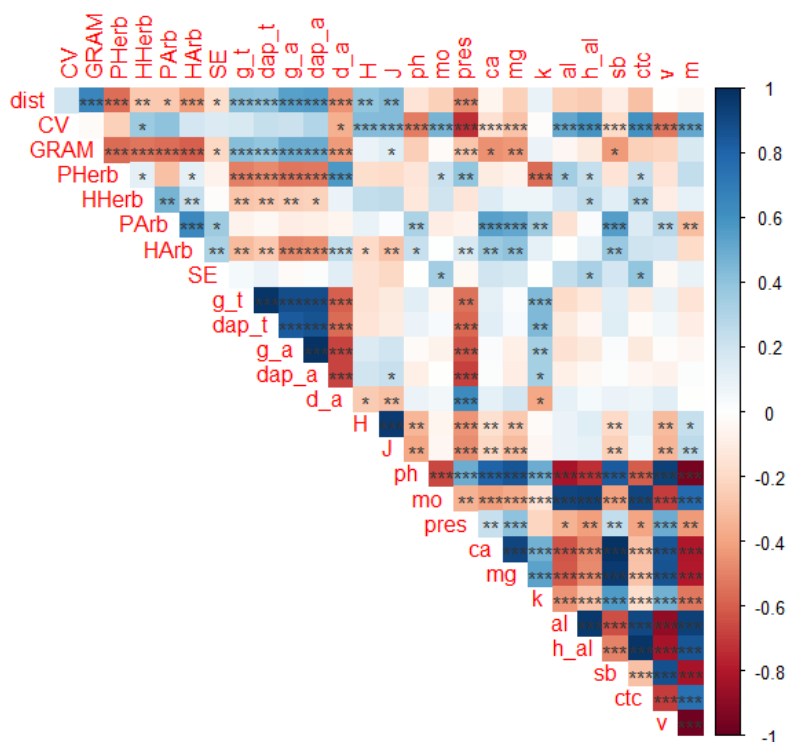
A modelagem foi realizada com método de Monte Carlo via Cadeias de Markov, com três cadeias, cada uma iterada 200.000 vezes, com 100.000 descartes e salvas a cada 100 iterações, com total de 3000 amostras guardadas de cada parâmetro acessado. Os procedimentos foram realizados em ambiente R (R Core Team 2023), e o modelo escrito e estimado em linguagem JAGS (Plummer 2003) em interface com a plataforma R pelo pacote R2jags (Su et al. 2021). Todos os gráficos foram gerados com pacote ggplot2 (Wickham e Wickham 2016), com auxílio dos pacotes RcolorBrewer (Neuwirth 2014) e gghighlight (Yutani 2020) quando necessário.

3 Resultados

3.1 Seleção de variáveis ambientais preditoras da abundância de FMA

Um total de 27 variáveis ambientais preditoras foi coletado e 12 selecionadas após a análise da correlação de Pearson (Figura 4). Essa análise mostrou alta correlação positiva entre as variáveis de estrutura florestal e positivas e negativas entre as variáveis de química do solo. Com a exclusão das variáveis com alta correlação, dist, cv, gram, PHerb e PArb, HHerb, Harb, SE, da, H (Tabela 1), ph, matéria orgânica (mo) e fósforo resina (pres) (Tabela 2) foram selecionadas para modelagem.

Figura 4. Correlação de Person para os conjuntos de variáveis preditoras de paisagem, estrutura florestal e química do solo.



Legenda: Distância da borda (dist); percentual de cobertura vegetal total (cv), por gramíneas exóticas (GRAM), do estrato herbáceo (PHerb) e arbustivo (PArb); altura do estrato herbáceo (hHerb) e arbustivo (hArb); e aporte de serrapilheira (SE); densidade (da), diâmetro a altura do peito (dapa) e área basal (ga) de *A. angustifolia*; densidade (dt), dap (dapt) e área basal (gt) totais; Índice de Shannon-Wiener (H); Equabilidade de Pielou (J); pH; matéria orgânica (mo); fósforo resina (pres); cálcio (ca); magnésio (mg); potássio (K); acidez potencial (h_al); alumínio (al); soma de bases (sb); capacidade de troca de cátions (ctc) e saturação por bases (v). Níveis de significância: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$ e *** $p < 0,001$.

A distância média das parcelas até a borda foi menor na área 4 (4,3 m) e maior na 1 (43,47 m). A cobertura vegetal foi menor na área 3 (48,75%) e maior nas áreas 2 e 1 (92,37 e 94,25, respectivamente). A proporção de gramíneas exóticas variou de 5,75 a 65,5%, sendo menor na área 2 e maior na 4. A proporção de cobertura do estrato herbáceo e arbustivo foi sempre menor para a área 4, com 28,37 e 3,62%, respectivamente, porém,

a área 1 apresentou maior proporção de cobertura para o estrato herbáceo (67,37%) e a 2 para o arbustivo (51%). A altura destes estratos foi menor na área 4 e maior na 2. O peso seco da serrapilheira foi inferior para a área 4 (0,016 kg) e superior para 1 (0,033 kg). A densidade média de plantas de *A. angustifolia* foi menor na área 4 (445,6 indivíduos.ha⁻¹) e maior na 3 (700,36 indivíduos.ha⁻¹). O índice de Shannon-Wiener variou de 0 a 0,99, com menor valor relacionado a área 3 e o maior a 2 (Tabela 1).

Os valores de pH foram ácidos para todas as áreas. A área 1 mostrou menor valor (4,0) e a 3 o maior (4,4). A matéria orgânica variou de 27,2 a 59,6%, com menor valor obtido da área 3 e o maior da 1. O conteúdo de fósforo resina variou de 10,2 a 25,6% para as áreas 4 e 3, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 1. Caracterização da paisagem e estrutura florestal dos quatro fragmentos florestais de *Araucaria angustifolia* estudados. Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023.

	dist	cv	GRAM	PHerb	PARb	hHerb	HArb	SE	da	H
Área 1	43,47	94,25	14,62	67,37	24,12	0,34	1,13	0,033	684,7	0,54
Área 2	18,32	92,37	5,75	40,62	51	0,36	1,25	0,030	604,7	0,99
Área 3	22,27	48,75	15,87	64,85	18,75	0,26	1,11	0,019	700,3	0
Área 4	4,30	86,37	65,5	28,37	3,62	0,23	0,74	0,016	445,6	0,95

Legenda: Distância da borda (dist) em m; proporção de cobertura vegetal total (cv), gramíneas exóticas (GRAM), estrato herbáceo (PHerb) e arbustivo (PARb) em %; altura do estrato herbáceo (hHerb) e arbustivo (hArb) em m; aporte de serrapilheira (SE) em quilos; densidade (da) em indivíduos.ha⁻¹ e Índice de Shannon-Wiener (H).

Tabela 2. Propriedades químicas do solo dos quatro fragmentos florestais de *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae). Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023.

	pH	M.O	P. res	Ca	Mg	K	Al	H+Al	SB	CTC	V	m
	-	g.dm ⁻³	mg.dm ⁻³				mmolc.dm ⁻³				%	%
Área 1	4,0	59,6	14	10,3	4,9	3,2	22,9	166,4	18,4	184,9	9,7	55,3
Área 2	4,3	32,4	13,6	23	8,1	3,7	6,6	93,9	34,9	128,8	27,3	16,6
Área 3	4,4	27,2	25,6	16,5	7,2	2,9	4,6	64,4	26,7	91,1	29,3	15,0
Área 4	4,1	36,9	10,2	9,8	3,5	3,3	10,5	95,2	16,7	111,9	15,6	36,6

Legenda: pH em CaCl₂, matéria orgânica (M. O.) extraída por dicromato de sódio e determinação por colorimetria, fósforo (P) e potássio (K) extraídos com resina trocadora de íons, H+Al (acidez potencial) aferida pelo método pH SMP, alumínio (Al), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) extraídos com KCl 1 mol⁻¹ (Raij et al., 2001).

O número de esporos no solo foi alto, variando de 172 (Área 2) a 1543 (Área 3) esporos.100g⁻¹ de solo. A riqueza no solo variou de 21 (Área 1) a 30 espécies (Área 4). O

número total de esporos na serrapilheira foi maior nas áreas 2 e 3 (80 e 90 esporos.100ml⁻¹) e menor na 4 (51 esporos.100ml⁻¹). A riqueza na serrapilheira foi superior nas áreas 1 e 2, com 14 e 13 espécies, respectivamente, e inferior nas áreas 3 e 4, com 10 e 11 espécies cada (Tabela 3 e Material Suplementar S1).

Tabela 3. Parâmetros de diversidade obtidos para a comunidade de FMA do solo e serrapilheira nos quatro fragmentos de *A. angustifolia* amostrados. Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023.

Parâmetros de diversidade	Solo				Serrapilheira			
	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4
Número total de esporos	256	172	1543	584	79	80	90	51
Riqueza (Nº total de espécies)	21	22	26	30	14	13	10	11
Shannon-Wiener (H')	1,72	2,52	2,10	2,59	1,67	1,96	1,67	2,01
Equabilidade de Pielou (J)	0,57	0,81	0,64	0,76	0,63	0,76	0,72	0,84

Legenda: A1= área 1; A2= área 2; A3= área 3; A4= área 4.

3.2 Preditores das comunidades de FMA

O modelo multiespécies mostrou resultados satisfatórios do ponto de vista do diagnóstico da convergência, checagem e crítica do ajuste. Para os parâmetros estimados, apenas 1,25% dos valores tiveram \hat{R} acima de 1,1, valor considerado adequado em termos de convergência para a estatística de Gelman-Rubin ou Fator de Redução de Escala. Quanto à checagem do ajuste, ambos os estratos dos modelos, solo e serrapilheira, tiveram valores satisfatórios de p-Bayesiano, 0.810 e 0.696, respectivamente. A crítica do ajuste também foi adequada para ambos os modelos, 1,025 e 1,045, na mesma ordem. A expressão gráfica da crítica e do ajuste (Figura 5), mostra as medidas de discrepância de Freeman-Tukey para os dados reais e ideais e são plotados para as duas comunidades analisadas no modelo.

O valor acumulado para as comunidades de solo e serrapilheira estimou máximos de 46.5 ± 0.6 e 43.3 ± 3.56 espécies, respectivamente. Esses valores traduzem-se em 47 e 43 espécies. O valor máximo para a riqueza global da comunidade estimada para o solo foi fixo, já que o número de espécies detectado ultrapassou o já conhecido pela literatura, o que será discutido adiante. O número de espécies estimado para a comunidade de serrapilheira teve maior desvio padrão, uma vez que foi considerado variável e seu possível máximo foi estabelecido como sendo o número detectado para a comunidade de solo. Ambas as curvas estabilizam rapidamente com o aumento do esforço (Figura 6), contudo, seus intervalos de credibilidade são maiores, o que demonstra que as amostras são muito semelhantes em número de espécies, com a matriz de incidência esparsa.

Figura 5. Discrepâncias de Freeman-Tukey reais e ideais para o modelo multiespécies, referentes à comunidade de solo e serrapilheira de *A. angustifolia* amostrados. Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023.

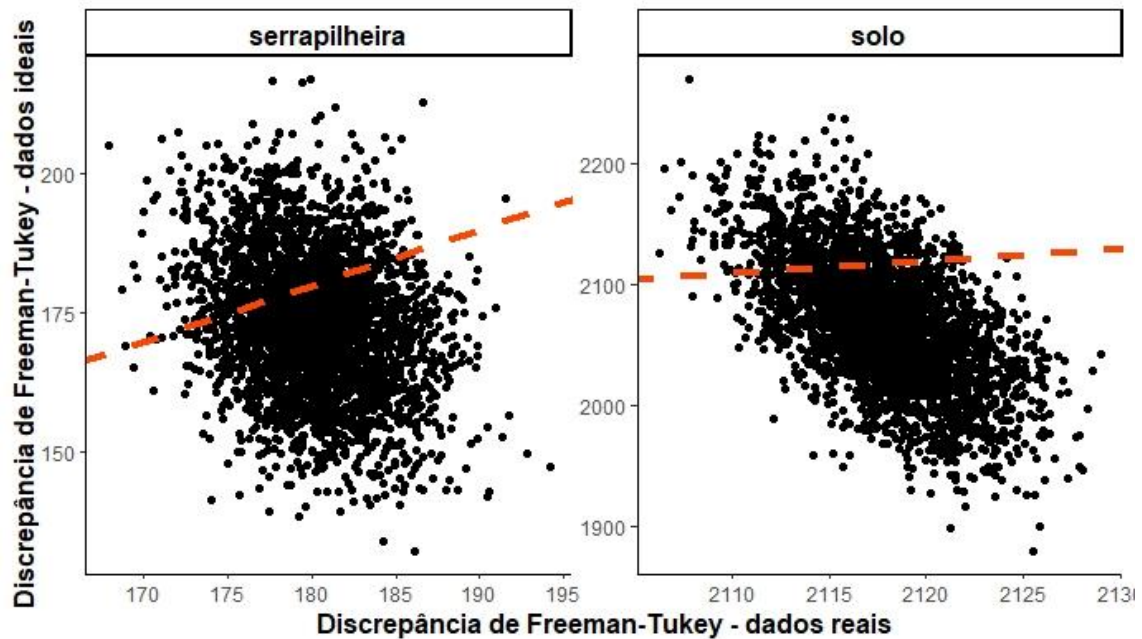
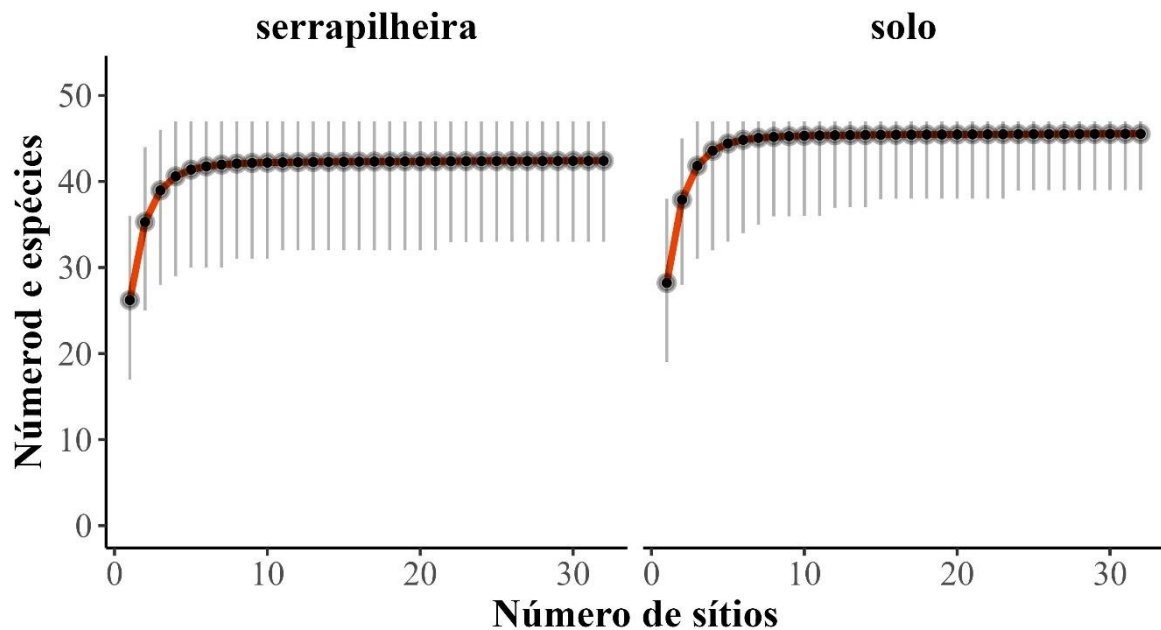


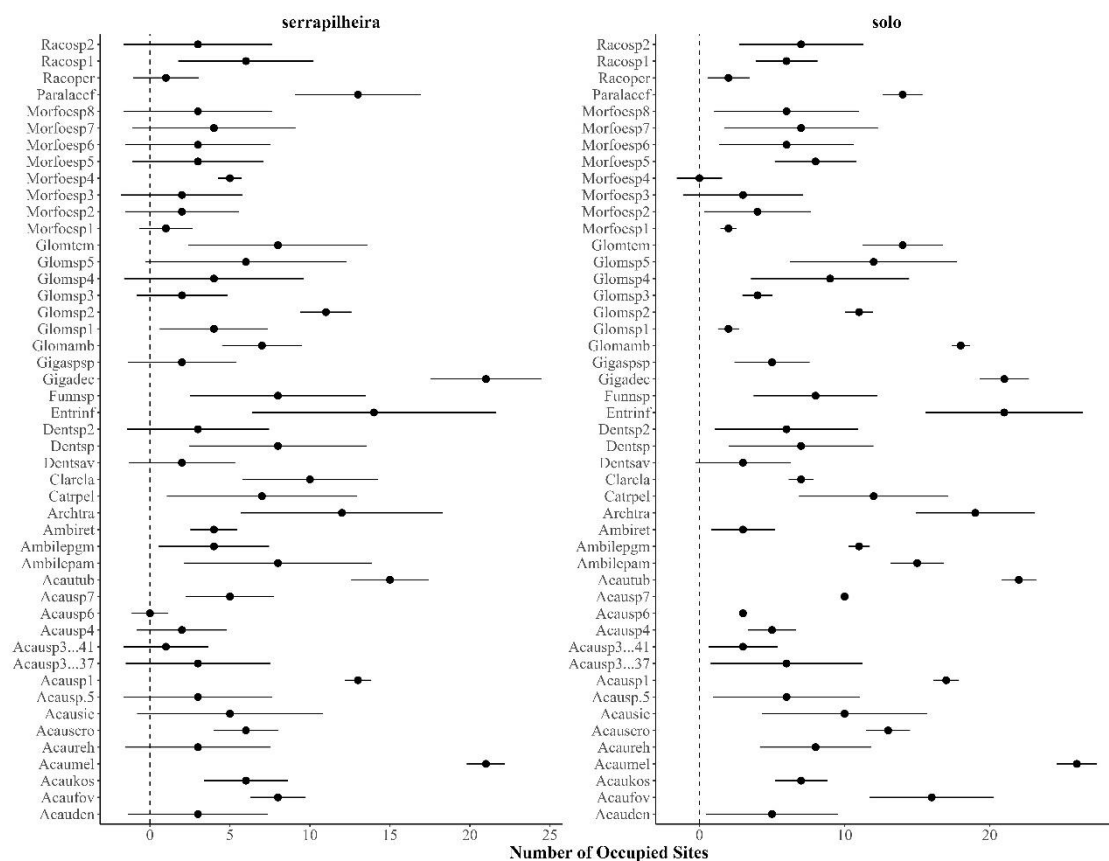
Figura 6. Curvas de acumulação de espécies baseadas na estimação da probabilidade de ocorrência nas comunidades de solo e serrapilheira de *A. angustifolia* amostrados. Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023.



A probabilidade de ocupação por espécies de FMA variou ao longo das parcelas (sites) em cada comunidade, solo e serrapilheira (Figura 7). Visto a interação das espécies de FMA com as variáveis ambientais testadas, a proporção de parcelas ocupadas pelas espécies de FMA no solo foi superior, com grande parte do conjunto de espécies com probabilidade de ocorrência entre cinco e 20 parcelas. A probabilidade de ocupação das espécies de FMA na serrapilheira foi de aproximadamente cinco parcelas, com grande

parte dos desvios padrão sobrepondo a contagem de zero observações devido ao menor número de espécies encontradas nesta comunidade. Mesmo que algumas espécies não tenham sido amostradas em algumas parcelas, estas ainda possuíam probabilidade de ocorrência.

Figura 7. Número de ocorrências provável por espécie e sítio nas comunidades de FMA da serrapilheira e solo. Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil. 03.2023.



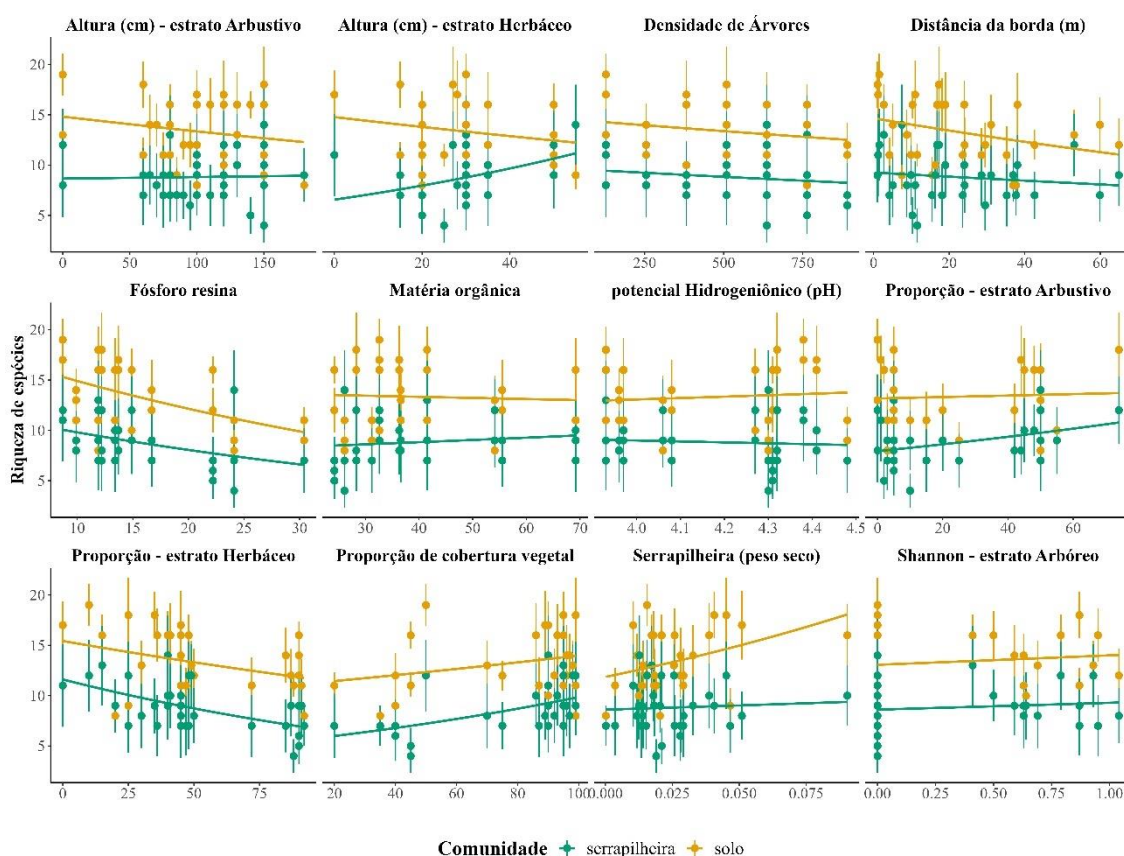
Legenda: Racosp.2= *Racocetra* sp.2; Racosp1 = *Racocetra* sp.1; Racoper; *Racocetra persica*; Paralaccf= *Paraglomus laccatum* cf; Morfoesp_i = Morfoespécie 1 a 8; Glomtem= *Glomus tenebrosus*; Glomsp_i *Glomus* sp1 a sp5; Glomamb= *Glomus ambisporum*; Gigaspsp= Gigasporaceae sp.; Gigadec= *Gigaspora decipiens*; Funnspp= *Funneliformis* sp.; Entriif= *Entrophospora infrequens*; Dentsp2= *Dentiscutata* sp.2; Dentsp= *Dentiscutata* sp.1; Dentsav= *Dentiscutata savannicola*; Clarcla= *Claroideoglomus claroideum*; Catrpel= *Cetraspora pellucida*; Archtra= *Archaeospora trappei*; Ambret= *Ambispora reticulata*; Amblepgm= *Ambispora leptoticha* (glomóide); Amblepam= *Ambispora leptoticha* (acaulosporóide); Acautub= *Acaulospora tuberculata*; Acausp_i = *Acaulospora* sp.1 a sp.7; Acausie= *Acaulospora sieverdingii*; Acauscro= *Acaulospora scrobiculata*; Acaureh= *Acaulospora rehmi*; Acaumel= *Acaulospora mellea*; Acaukos= *Acaulospora koskei*; Acaufov= *Acaulospora foveata*; Acauden= *Acaulospora denticulata*.

A riqueza de espécies estimada pelo modelo a partir da probabilidade de ocupação somada a matriz de incidência mostrou diferentes padrões de correlação com as variáveis ambientais (Figura 8 e 12). O número de espécies para a comunidade de FMA do solo foi negativamente correlacionado a altura dos estratos do sub-bosque, densidade de árvores,

distância da borda, conteúdo de fósforo resina e proporção do estrato herbáceo e positivamente correlacionado a proporção de cobertura vegetal e peso da serrapilheira. Matéria orgânica, pH do solo, proporção do estrato arbustivo e diversidade da comunidade arbórea não mostraram relação com a riqueza da comunidade de FMA do solo para os intervalos, locais e período avaliados.

Densidade de árvores, distância da borda, fósforo e proporção do estrato herbáceo mostraram correlação negativa com a comunidade de FMA da serrapilheira, enquanto altura do estrato herbáceo, matéria orgânica, proporção do estrato arbustivo e cobertura vegetal possuíram correlação positiva. Peso da serrapilheira, pH do solo e diversidade da comunidade arbórea não mostraram relação com a comunidade de FMA da serrapilheira para os intervalos, locais e período avaliados.

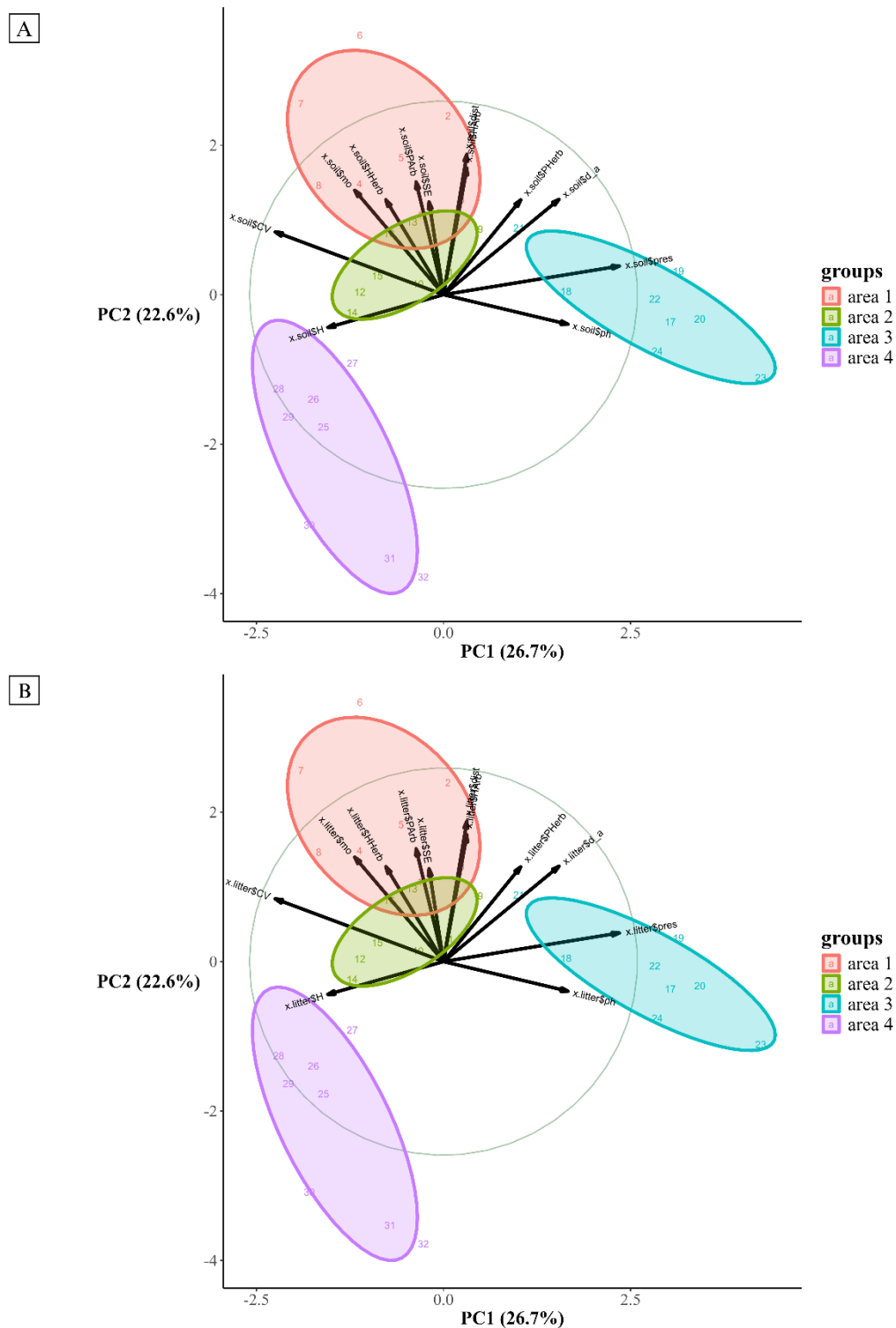
Figura 8. Relação entre riqueza de espécies estimada e as 12 variáveis ambientais preditoras selecionadas. Bueno Brandão Minas Gerais, Brasil. 03.2023.



Análise de componentes principais explicou 49,3% da variação dos dados (26,7% no primeiro eixo e 22,6% no segundo) para ambas as comunidades, do solo e serrapilheira (Figuras 9). As quatro áreas de estudo se mostraram diferentes em função das variáveis selecionadas. A proporção e orientação contrária dos eixos horizontais das variáveis mostraram que, principalmente, cobertura vegetal, conteúdo de fósforo resina, diversidade do componente arbóreo e pH contribuíram na distinção destas áreas e comunidades. Estas variáveis mais influentes separaram as quatro áreas em três grupos, com as áreas 1 e 2 agrupadas ao longo do gradiente do PC1 e com menor separação quando comparada as áreas 3 e 1, e entre essas e o grupo formado por 1 e 2. A variação

entre as áreas 1 e 2, que sofreram sobreposição, resultou também da variação das outras covariáveis que variaram menos ao longo do PC2.

Figura 9. Gráfico biplot para os componentes principais e contribuição de cada variável preditiva na composição das comunidades de FMA do solo (A) e serrapilheira (B).



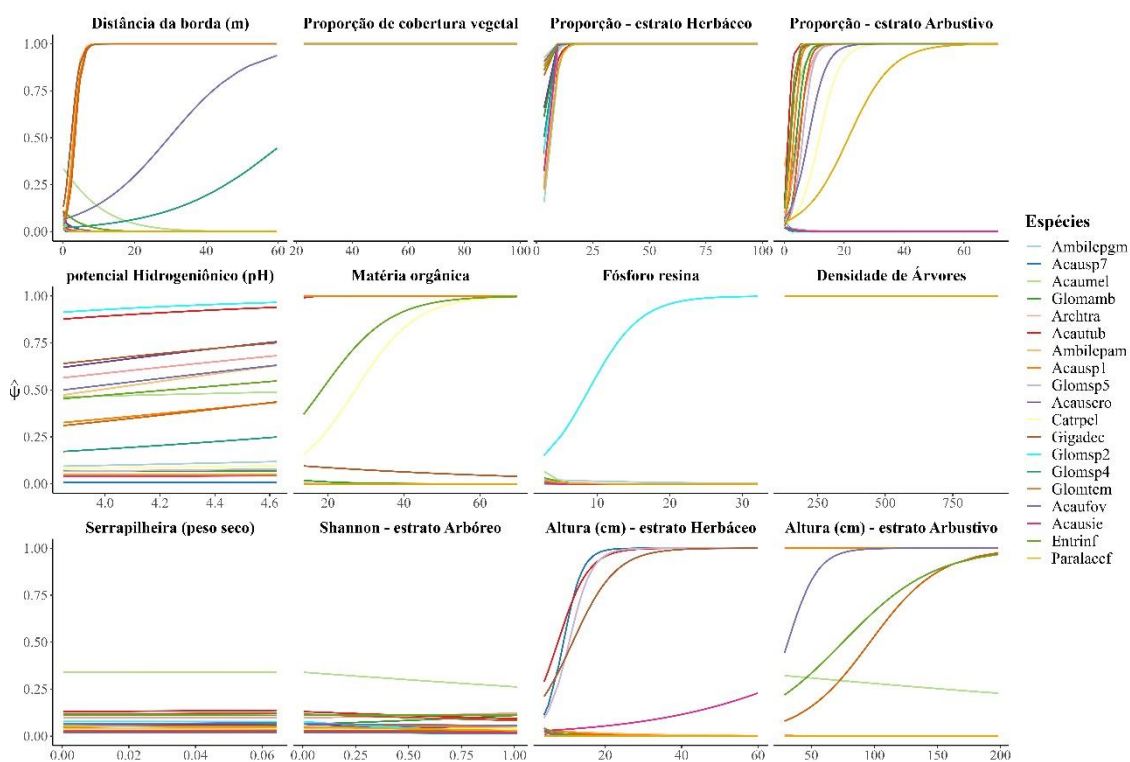
Legenda: PC1= Componente principal 1; PC2= Componente principal 2. H= riqueza arbórea; CV= cobertura vegetal (%); mo= matéria orgânica (g.dm^{-3}); HHerb = altura do estrato herbáceo (m); PArb = proporção do estrato arbustivo (%); SE = peso seco da

serrapilheira(kg); dist = distância para a borda (m); Harb = altura do estrato arbóreo (m); PHerb = proporção do estrato herbáceo (%); d_a = densidade de araucárias (n.ha⁻¹); p_res = fósforo resina (mg.dm⁻³); pH= potencial hidrogeniônico.

Espécies com ocupações ψ médias maiores que 0,25, ou que ocorreram em ao menos ¼ das amostragens foram selecionadas, e mostraram comportamentos distintos para cada variável ambiental preditivo avaliado. Em geral, algumas espécies da comunidade do solo apresentaram comportamento neutro, verificado em todas as faixas das variáveis analisadas, enquanto outras sofreram efeitos deletérios ou impulsionadores (Figuras 10 e 11).

No solo, *Glomus* sp.4 e *Acaulospora scrobiculata* apresentam aumento na probabilidade de ocupação com o aumento na distância da borda, enquanto *Acaulospora mellea* apresentou comportamento contrário. *Paraglomus laccatum* cf. apresentou aumento na probabilidade de ocupação com a melhora na proporção do estrato arbustivo. *Entrophospora infrequens* e *Cetranspora pelucida* tiveram probabilidade de ocorrência estimuladas com o aumento da matéria orgânica e *Glomus* sp.2 pelo aumento nos teores de fósforo resina. *Gigaspora decipiens* e *Acaulospora sieverdingii* mostraram melhora na probabilidade de ocorrência com o aumento da altura do estrato herbáceo, enquanto *Entrophospora infrequens* e *Glomus tenebrosus* apresentaram o mesmo comportamento com o estrato arbustivo. Já, *Acaulospora mellea* mostrou probabilidade de ocorrência reduzida com aumento da altura do estrato arbustivo.

Figura 10. Efeito de cada variável sobre a probabilidade de ocupação das espécies com ocupação ψ média maior que 0.25, em comunidade do solo.

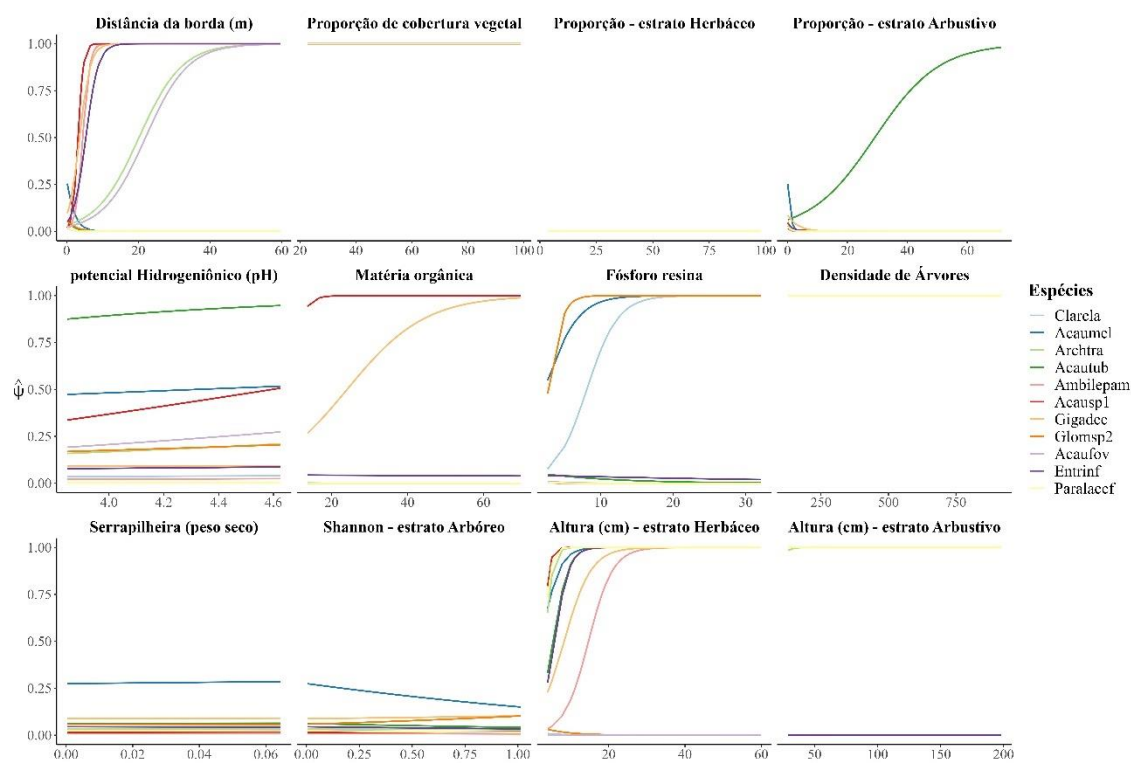


Legenda: Amblepgm= *Ambispora leptiticha* (morfotipo glomóide); Acausp7= *Acaulospora* sp.7; Acaumel= *Acaulospora mellea*; Gloamb= *Glomus ambisporum*; Archtrap= *Archaeospora trappei*; Acautub= *Acaulospora tuberculata*; Amblepam=

Ambispora leptoticha (morfofoto acaulosporóide); Acausp1= *Acaulospora* sp.1; Glomsp5= *Glomus* sp.5; Acauscro= *Acauscrobiculata*; Cetrpel= *Cetraspera pellucida*; Gigadec= *Gigaspora decipiens*; Glomsp2= *Glomus* sp.2; Glomsp4= *Glomus* sp.4; Glomten= *Glomus tenebrosus*; Acaufov= *Acaulospora foveata*; Acausie= *Acaulospora sieverdingii*; Entrinf= *Entrophospora infrequens*; Paralaccf= *Paraglomus laccatum* cf.

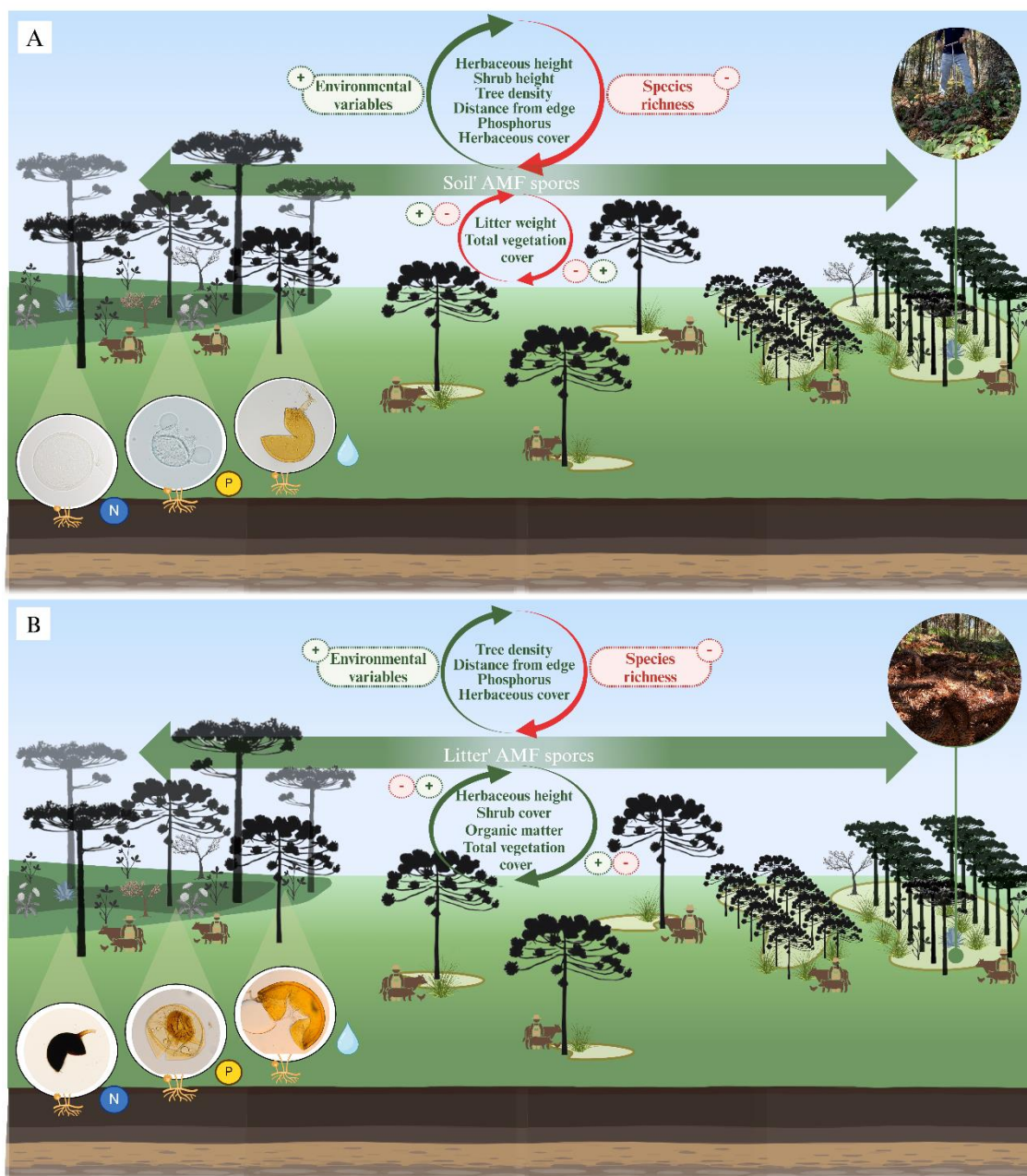
Na serrapilheira, *Acaulospora foveata* e *Archaeospora trappei* tiveram probabilidades de ocupação estimuladas pelo aumento da distância da borda, e *Acaulospora mellea* mostrou comportamento oposto. *Acaulospora tuberculata* mostrou aumento na probabilidade de ocupação com melhora da proporção do estrato arbustivo, enquanto *Acaulospora mellea* foi suprimida no mesmo cenário. *Gigaspora decipiens* melhorou a probabilidade de ocorrência com o aumento da matéria orgânica do solo e *Claroideoglo mus claroideum* com o de fósforo resina. *Gigaspora decipiens* e *Ambispora leptoticha* (am = morfofoto acaulosporóide) mostraram aumento na probabilidade de ocupação com aumento da altura do estrato herbáceo.

Figura 11. Efeito de cada variável sobre a probabilidade de ocupação das espécies com ocupação ψ média maior que 0.25 em comunidade da serrapilheira.



Legenda: Clarel= *Claroideoglo mus claroideum*; Acaumel= *Acaulospora mellea*; Archtrap= *Archaeospora trappei*; Acautub= *Acaulospora tuberculata*; Ambilepam= *Ambispora leptoticha* (morfofoto acaulosporóide); Acausp1= *Acaulospora* sp.1; Gigadec= *Gigaspora decipiens*; Acaufoc= *Acaulospora foveata*; Entinf= *Entrophospora infrequens*; Paralaccf= *Paraglomus laccatum* cf.

Figura 12. Representação dos resultados obtidos para a relação entre a estrutura de comunidades de FMA e as variáveis ambientais locais. A) Solo; B) Serrapilheira. Bueno Brandão, Minas Gerais, Brasil.03.2023.



4 Discussão

A suficiência amostral no solo e serrapilheira pode ser verificada com as curvas de acumulação de espécies que estabilizaram com 47 e 43 espécies respectivamente. A riqueza verificada dos FMA no solo da rizosfera nas áreas 1, 2 e 3 foi semelhante ao relatado para florestas de *A. angustifolia* na região de Campos do Jordão e Apiaí, São Paulo, Brasil, com 21 a 26 e 20 a 27 espécies, respectivamente (Moreira et al. 2006, 2007a, 2007b, 2009) e superior ao verificado em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, e outro estudo em Campos do Jordão, com 13 e 16 espécies relatadas, respectivamente (Breuninger et al. 2000; Zandavalli et al. 2008). Vinte e seis espécies em três áreas

distintas (natural, reflorestada e reflorestada impactada por fogo) foram amostradas em duas estações (seca e chuvosa) por Moreita et al. (2009), isso sugere que a riqueza encontrada para este estudo pode ter atingido platô de FMA na rizosfera de *A. angustifolia*. Embora a diversidade de FMA na rizosfera de *A. angustifolia* seja bem relatada não há registros da diversidade na serrapilheira, mas os resultados apresentados para a probabilidade de ocorrências por sítio (parcela) inferem que a riqueza desta comunidade seja uma subamostra da rizosfera e não uma população diferente.

Riqueza de espécies de FMA na rizosfera foi negativamente correlacionada com variáveis da paisagem, como altura dos estratos do sub-bosque, densidade de árvores, distância da borda e proporção do estrato herbáceo. A composição taxonômica de FMA pode ser alterada pela simplificação da paisagem e por mudanças no uso da terra (Bainard et al. 2015; Pérez-Jaramillo, Mendes, and Raaijmakers 2015; Rodríguez-Morelos et al. 2014; Sepp et al. 2018). Atividades agrícolas com intensificação no uso da terra representam condições de estresse (Barto and Rillig 2010; van der Heyde et al. 2019) e em alguns casos podem estimular a simbiose com comunidades fúngicas (Bardgett, Wardle, and Yeates 1998), o que se aproxima dos resultados apresentados para as áreas mais degradadas. O conteúdo de fósforo resina também foi negativamente correlacionado à riqueza de FMA no solo. *Gigaspora decipiens* e espécies de *Acaulospora* podem ser sensíveis ao conteúdo de fósforo em florestas de *A. angustifolia* (Pereira et al., 2020), com este elemento apresentando efeito deletério. Por outro lado, em ecossistemas de savana na Tanzânia o aumento de fósforo estimulou a esporulação de FMA (Stevens et al. 2020), o que reafirma que os fatores abióticos que modulam a comunidade micorrízica são particulares para cada ecossistema (Davison et al. 2016).

O aumento na proporção da cobertura vegetal e peso da serrapilheira foi positivamente correlacionado a riqueza de FMA no solo, uma vez que a redução da vegetação pode prejudicar o fornecimento de fotossintatos aos FMA, o que reduz a abundância (Frew 2021) e a melhora nas condições da serrapilheira se relacionam a ciclagem biogeoquímica mediada por FMA e sua contribuição na nutrição e sucesso dos hospedeiros (Bunn et al. 2019; Wu et al. 2022), fatores que podem estimular a atividade destes organismos.

Altura do estrato herbáceo, proporção do estrato arbustivo, proporção cobertura vegetal e conteúdo de matéria orgânica tiveram correlação positiva com a riqueza da serrapilheira. Ambientes degradados perdem qualidade e quantidade da serrapilheira e podem sofrer com oscilação de temperatura e umidade, e culminar em prejuízos para a comunidade de FMA neste substrato (Davison et al. 2016). Em contrapartida, densidade de árvores, distância da borda, proporção do estrato herbáceo mostraram correlação negativa mesmo podendo estar associados à boa qualidade da serrapilheira. De modo geral, poucos estudos abordam os fatores ambientais que governam a dinâmica de FMA na serrapilheira, mas a remoção do substrato pode alterar a composição de FMA em sistemas naturais (Sheldrake et al. 2017), e em outros casos FMA diminuem com o aumento do aporte de serrapilheira em decorrência da presença de compostos alelopáticos (Piotrowski et al. 2008).

Análise de componentes principais mostrou as variáveis pH, fósforo, cobertura vegetal e riqueza de espécies arbóreas governam a variação na composição das

comunidades de FMA, explicando 49,3% da variabilidade dos dados. Conteúdo de fósforo e pH representam variáveis sensíveis para a presença ou ausência de FMA (Pereira et al. 2020). A cobertura vegetal está relacionada a paisagem e os efeitos variam de limitadores à comunidade de FMA com redução dos fotossintetizantes para a simbiose se houver ausência de plantas (Frew 2021) a estimuladores, em ambientes sob herbivoria (Bardgett et al. 1998). Diversidade de espécies arbóreas (H) foi uma variável que se relacionou com os monocultivos, com pouco ou nenhuma diversidade, e florestas naturais onde a diversidade aumentou. Embora as florestas naturais de *A. angustifolia* deste estudo sejam medianamente ou altamente degradadas, há maior diversidade que nos monocultivos, com modelo mostrando pouca variação na riqueza de FMA em função da H.

Probabilidade de ocupação de algumas espécies da comunidade do solo e serrapilheira foi alterada com as variáveis preditivas. Comportamentos mais significativos da comunidade de FMA do solo foram verificados em *Glomus* sp. 4., *Glomus* sp. 2, *G. tenebrosum*, *Acaulospora scrobiculata*, *A. sieverdingii*, *Paraglomus laccatum*, *Entrophospora infrequens* e *Gigaspora decipiens* que responderam positivamente a melhorias associadas a paisagem e *A. foveata*, *A. tuberculata*, *Ambispora leptoticha*, *Archaeospora trappei*, *Claroideoglomus claroideum* e *G. decipiens* da serrapilheira responderam positivamente a variáveis do solo e da paisagem. *Acaulospora mellea* sofreu efeito deletério da melhoria das características ambientais em ambas comunidades, indicando ser uma espécie mais adaptada a ambientes com stress. A composição taxonômica de FMA foi variável em um gradiente de paisagem com diferentes usos da terra e características do solo (Pereira et al. 2020; Sepp et al. 2018; Stevens et al. 2020), mas o efeito da paisagem a nível de espécie não foi ainda bem documentado. Estudo recente em florestas de *A. angustifolia* destacou que *C. pellucida* foi correlacionado com a massa seca da serrapilheira e pH, *A. foveata* com carbono da serrapilheira, *A. mellea* com densidade do solo e carbono da serrapilheira e *Gigaspora decipiens* negativamente influenciada por fósforo (Pereira et al. 2020). Contudo, os fatores abióticos que governam a comunidade micorrízica em um sistema ecológico pode ser particular e apresentar interações (Davison et al. 2016, 2021; Moora et al. 2014).

5. Conclusão

A riqueza atingiu o platô da curva de acumulação de espécies e apresentou valores diferentes com as variáveis preditivas selecionadas. Distância da borda, fósforo no solo e proporção de estrato herbáceo foram negativamente correlacionadas a riqueza no solo e serrapilheira, enquanto proporção de cobertura vegetal e conteúdo de serrapilheira positivamente correlacionado a riqueza. *Glomus* sp. 4., *Glomus* sp. 2, *G. tenebrosum*, *Acaulospora scrobiculata*, *A. sieverdingii*, *A. foveata*, *A. tuberculata*, *Ambispora leptoticha*, *Archaeospora trappei*, *Claroideoglomus claroideum*, *Paraglomus laccatum*, *Entrophospora infrequens* e *Gigaspora decipiens* foram impulsionadas pela melhoria nas variáveis analisadas e *Acaulospora mellea* foi mais relacionada a ambientes degradados. Estas descobertas sugerem que as variáveis ambientais locais influenciaram os parâmetros de diversidade avaliados.

6. Referências

- Aguilera, P. A., A. Fernández, R. Fernández, R. Rumí, and A. Salmerón. 2011. "Bayesian Networks in Environmental Modelling." *Environmental Modelling & Software* 26(12):1376–88. doi: 10.1016/J.ENVSOFT.2011.06.004.
- Bahram, Mohammad, Kabir G. Peay, and Leho Tedersoo. 2015. "Local-Scale Biogeography and Spatiotemporal Variability in Communities of Mycorrhizal Fungi." *New Phytologist* 205(4):1454–63. doi: 10.1111/NPH.13206.
- Bainard, Luke D., Mulan Dai, Eduardo Furrázola Gomez, Yamir Torres-Arias, Jillian D. Bainard, Min Sheng, Warren Eilers, and Chantal Hamel. 2015. "Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities Are Influenced by Agricultural Land Use and Not Soil Type among the Chernozem Great Groups of the Canadian Prairies." *Plant and Soil* 387(1–2):351–62. doi: 10.1007/S11104-014-2288-1/METRICS.
- Barbizan Sühs, Rafael, Eduardo Luís Hettwer Giehl, and Nivaldo Peroni. 2018. "Interaction of Land Management and Araucaria Trees in the Maintenance of Landscape Diversity in the Highlands of Southern Brazil." *PLOS ONE* 13(11):e0206805. doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0206805.
- Bardgett, Richard D., David A. Wardle, and Gregor W. Yeates. 1998. "Linking Above-Ground and below-Ground Interactions: How Plant Responses to Foliar Herbivory Influence Soil Organisms." *Soil Biology and Biochemistry* 30(14):1867–78. doi: 10.1016/S0038-0717(98)00069-8.
- Barto, E. Kathryn, and Matthias C. Rillig. 2010. "Does Herbivory Really Suppress Mycorrhiza? A Meta-Analysis." *Journal of Ecology* 98(4):745–53. doi: 10.1111/J.1365-2745.2010.01658.X.
- Beck, Hylke E., Niklaus E. Zimmermann, Tim R. McVicar, Noemi Vergopolan, Alexis Berg, and Eric F. Wood. 2018. "Present and Future Köppen-Geiger Climate Classification Maps at 1-Km Resolution." *Scientific Data* 5. doi: 10.1038/sdata.2018.214.
- Breuninger, M., W. Einig, E. Cardoso, and R. Hampp. 2000. "Mycorrhiza of Brazil Pine (*Araucaria Angustifolia* [Bert. O. Ktze.])." *Plant Biology* 2:4–10.
- Bunn, Rebecca A., Dylan T. Simpson, Lorinda S. Bullington, Ylva Lekberg, and David P. Janos. 2019. "Revisiting the 'Direct Mineral Cycling' Hypothesis: Arbuscular Mycorrhizal Fungi Colonize Leaf Litter, but Why?" *The ISME Journal* 13(8):1891–98. doi: 10.1038/S41396-019-0403-2.
- Cam, Emmanuelle, James D. Nichols, James E. Hines, John R. Sauer, Russell Alpizar-Jara and Curtis H. Flather. 2002a. "Disentangling Sampling and Ecological Explanations Underlying Species-Area Relationships." *Ecology* 83(4):1118-30. doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[1118:DSAEUU]2.0.CO;2.
- Cam, Emmanuelle, James D. Nichols, John R. Sauer and James E. Hines. 2002b. "On the Estimation of Species Richness Based on the Accumulation of Previously

Unrecorded Species." *Ecography* 25(1):102-08. doi: 10.1034/j.1600-0587.2002.250112.x.

Congdon, P. 2014. *Applied Bayesian Modelling*: Wiley.

Congdon, Peter. 2006. "Bayesian Model Choice, Comparison and Checking." Pp. 25-61 in *Bayesian Statistical Modelling*.

Conn, Paul B., Devin S. Johnson, Perry J. Williams, Sharon R. Melin and Mevin B. Hooten. 2018. "A Guide to Bayesian Model Checking for Ecologists." *Ecological Monographs* 88(4):526-42. doi: <https://doi.org/10.1002/ecm.1314>

Davison, John, Mari Moora, Teele Jairus, Martti Vasar, Maarja Öpik, and Martin Zobel. 2016. "Hierarchical Assembly Rules in Arbuscular Mycorrhizal (AM) Fungal Communities." *Soil Biology and Biochemistry* 97:63–70. doi: 10.1016/J.SOILBIO.2016.03.003.

Davison, John, Mari Moora, Marina Semchenko, Sakeenah Binte Adenan, Talaat Ahmed, Asem A. Akhmetzhanova, Juha M. Alatalo, Saleh Al-Quraishy, Elena Andriyanova, Sten Anslan, Mohammad Bahram, Amgaa Batbaatar, Charlotte Brown, C. Guillermo Bueno, James Cahill, Juan José Cantero, Brenda B. Casper, Mikhail Cherosov, Saida Chideh, Ana P. Coelho, Matthew Coghill, Guillaume Decocq, Sergey Dudov, Ezequiel Chimbioputo Fabiano, Vladimir E. Fedosov, Lauchlan Fraser, Sydney I. Glassman, Aveliina Helm, Hugh A. L. Henry, Bruno Hérault, Indrek Hiiesalu, Inga Hiiesalu, Wael N. Hozzein, Petr Kohout, Urmas Kõljalg, Kadri Koorem, Lauri Laanisto, Ülo Mander, Ladislav Mucina, Jean Pierre Munyampundu, Lena Neuenkamp, Ülo Niinemets, Casper Nyamukondiwa, Jane Oja, Vladimir Onipchenko, Meelis Pärtel, Cherdchai Phosri, Sergei Põlme, Kersti Püssa, Argo Ronk, Alessandro Saitta, Olivia Semboli, Siim Kaarel Sepp, Alexey Seregin, Surya Sudheer, Clara P. Peña-Venegas, Claudia Paz, Tanel Vahter, Martti Vasar, Annelies J. Veraart, Leho Tedersoo, Martin Zobel, and Maarja Öpik. 2021. "Temperature and PH Define the Realised Niche Space of Arbuscular Mycorrhizal Fungi." *New Phytologist* 231(2):763–76. doi: 10.1111/NPH.17240.

Dorazio, Robert M. and J. Andrew Royle. 2005. "Estimating Size and Composition of Biological Communities by Modeling the Occurrence of Species." *Journal of the American Statistical Association* 100(470):389-98. doi: 10.1198/016214505000000015.

Dorazio, Robert M., J. Andrew Royle, Bo Soderstrom and Anders Glimskar. 2006. "Estimating Species Richness and Accumulation by Modeling Species Occurrence and Detectability." *Ecology* 87(7):1650-58. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87.

Francisco, Bruno Santos, Emerson Viveiros, Felipe Bueno Dutra, Paulo Cesar Souza Filho, Rafael Paranhos Martins, Raquel Aparecida Passaretti, José Mauro Santana da Silva, and Fatima Conceição Márquez Piña-Rodrigues. 2022. "Band Planting: A New Restoration Technique under the Multi-Criteria Analysis of Ecological Functionality." *Brazilian Journal of Environmental Sciences (RBCIAMB)* 57(1):1–11. doi: 10.5327/Z2176-94781028.

- Frew, Adam. 2021. "Aboveground Herbivory Suppresses the Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis, Reducing Plant Phosphorus Uptake." *Applied Soil Ecology* 168:104133. doi: 10.1016/J.APSOIL.2021.104133.
- Friendly, Michael. 2002. "Corrgrams." *The American Statistician* 56(4):316–24. doi: 10.1198/000313002533.
- Gelman, Andrew and Donald B. Rubin. 1992. "Inference from Iterative Simulation Using Multiple Sequences." *Statistical Science* 7(4):457-72.
- Gelman, Andrew, Xiao-Li Meng e Hal Stern. 1996. "Posterior Predictive Assessment of Model Fitness Via Realized Discrepancies." *Statistica sinica* 6(4):733-60.
- Gelman, Andrew. 2006. "Prior Distributions for Variance Parameters in Hierarchical Models (Comment on Article by Browne and Draper)." *Bayesian Analysis* 1(3):515-34.
- Gotelli, Nicholas J e Aaron M Ellison. 2004. *A Primer of Ecological Statistics*. Sunderland MA, U.S.A.: Sinauer Associates.
- Guillera-Arroita, Gurutzeta, José J. Lahoz-Monfort, Darryl I. MacKenzie, Brendan A. Wintle and Michael A. McCarthy. 2014. "Ignoring Imperfect Detection in Biological Surveys Is Dangerous: A Response to 'Fitting and Interpreting Occupancy Models'." *PLoS One* 9(7):e99571-e71. doi: 10.1371/journal.pone.0099571.
- Guillera-Arroita, Gurutzeta, José J. Lahoz-Monfort, Jane Elith, Ascelin Gordon, Heini Kujala, Pia E. Lentini, Michael A. McCarthy, Reid Tingley and Brendan A. Wintle. 2015. "Is My Species Distribution Model Fit for Purpose? Matching Data and Models to Applications." *Global Ecology and Biogeography* 24(3):276-92. doi: 10.1111/geb.12268.
- Guillera-Arroita, Gurutzeta. 2017. "Modelling of Species Distributions, Range Dynamics and Communities under Imperfect Detection: Advances, Challenges and Opportunities." *Ecography* 40(2):281-95. doi: 10.1111/ecog.02445.
- Gross, Aline, Ana Carolina da Silva, Aline Pereira Cruz, Ricardo de Vargas Kilca, Amanda da Silva Nunes, Edilaine Duarte, Manoela Bez Vefago, Guilherme Neto dos Santos, Carla Luciane Lima, Bruna Salami, and Pedro Higuchi. 2018. "Fragmentation as a Key Driver of Tree Community Dynamics in Mixed Subtropical Evergreen Forests in Southern Brazil." *Forest Ecology and Management* 411:20–26. doi: 10.1016/J.FORECO.2018.01.013.
- Hazard, Christina, Paul Gosling, Christopher J. Van Der Gast, Derek T. Mitchell, Fiona M. Doohan, and Gary D. Bending. 2013. "The Role of Local Environment and Geographical Distance in Determining Community Composition of Arbuscular Mycorrhizal Fungi at the Landscape Scale." *The ISME Journal* 7(3):498–508. doi: 10.1038/ISMEJ.2012.127.
- van der Heyde, Mieke, Lynette K. Abbott, Catherine Gehring, Vasilis Kokkoris, and Miranda M. Hart. 2019. "Reconciling Disparate Responses to Grazing in the

- Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis.” *Rhizosphere* 11:100167. doi: 10.1016/J.RHISPH.2019.100167.
- Jung, Sabine C., Ainhoa Martinez-Medina, Juan A. Lopez-Raez, and Maria J. Pozo. 2012. “Mycorrhiza-Induced Resistance and Priming of Plant Defenses.” *Journal of Chemical Ecology* 38(6):651–64. doi: 10.1007/S10886-012-0134-6.
- Kéry, Marc e Michael Schaub. 2012. *Bayesian Population Analysis Using Winbugs: A Hierarchical Perspective*: Academic Press. Legendre, Pierre and Loic FJ Legendre. 2012. *Numerical Ecology*, Vol. 24: Elsevier.
- MacKenzie, Darryl I e James D Nichols. 2004. "Occupancy as a Surrogate for Abundance Estimation." *Animal Biodiversity and Conservation* 27(1):461-67.
- MacKenzie, Darryl I., James D. Nichols, Gideon B. Lachman, Sam Droege, Andrew A. Royle and Catherine A. Langtimm. 2002. "Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One." *Ecology* 83(8):2248-55. doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2.
- MacKenzie, Darryl I., James D. Nichols, J. Andrew Royle, Kenneth H. Pollock, Larissa L. Bailey and James E. Hines. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling*. Burlington: Elsevier.
- Magurran, Anne E. 2021. “Measuring Biological Diversity.” *Current Biology* 31(19):R1174–77. doi: 10.1016/J.CUB.2021.07.049.
- Magurran, Anne E., Brian C. McCarthy, e Anne E. Magurran. 2004. “Measuring Biological Diversity.” *Journal of the Torrey Botanical Society* 131(3):277. doi: 10.2307/4126959.
- Moor, Mari, John Davison, Maarja Öpik, Madis Metsis, Ülle Saks, Teele Jairus, Martti Vasar, and Martin Zobel. 2014. “Anthropogenic Land Use Shapes the Composition and Phylogenetic Structure of Soil Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities.” *FEMS Microbiology Ecology* 90(3):609–21. doi: 10.1111/1574-6941.12420.
- Moreira, Milene, Dilmar Baretta, Mui Tsai Siu, Sandra Maria Gomes-da-Costa, and Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso. 2007. “Biodiversity and Distribution of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Araucaria Angustifolia Forest.” *Scientia Agricola* 64(4):393–99. doi: 10.1590/S0103-90162007000400010.
- Moreira, Milene, Dilmar Baretta, Siu Mui Tsai, and Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso. 2009. “Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities in Native and in Replanted Araucaria Forest.” *Scientia Agricola* 66(5):677–84. doi: 10.1590/S0103-90162009000500013.
- Moreira, Milene, Marco A. Nogueira, Siu M. Tsai, Sandra M. Gomes-Da-Costa, and Elke J. B. N. Cardoso. 2007. “Sporulation and Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Brazil Pine in the Field and in the Greenhouse.” *Mycorrhiza* 17(6):519–26. doi: 10.1007/S00572-007-0124-7.

- Moreira-Souza, M., and E. J. B. N. Cardoso. 2002. "Dependência Micorrízica de *Araucaria Angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Sob Doses de Fósforo." *Revista Brasileira de Ciência Do Solo* 26(4):905–12. doi: 10.1590/S0100-06832002000400007.
- Morton, J. B., S. P. Bentivenga, and W. W. Wheeler. 1993. "Germoplasm in the International Collection of Arbuscular and Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi (INVAM) and Procedures for Culture Development, Documentation and Storage." *Mycotaxon (USA)* 48:491–528.
- Neuwirth, Erich. 2014. "Rcolorbrewer: Colorbrewer Palettes." *R package version* 1(2).
- Patreze, C. M., E. N. De Paulo, A. P. Martinelli, E. J. B. Cardoso, and S. M. Tsai. 2009. "Characterization of Fungal Soil Communities by F-RISA and Arbuscular Mycorrhizal Fungi from *Araucaria Angustifolia* Forest Soils after Replanting and Wildfire Disturbances." *Symbiosis* 48(1–3):164–72. doi: 10.1007/BF03179995/METRICS.
- Pereira, Jamil M., Rafael L. F. Vasconcellos, Arthur P. A. Pereira, Sidney L. Stürmer, Antonio M. M. Silva, Dilmar Baretta, Joice A. Bonfim, and Elke J. B. N. Cardoso. 2020. "Reforestation Processes, Seasonality and Soil Characteristics Influence Arbuscular Mycorrhizal Fungi Dynamics in *Araucaria Angustifolia* Forest." *Forest Ecology and Management* 460. doi: 10.1016/j.foreco.2020.117899.
- Pérez-Jaramillo, Juan E., Rodrigo Mendes, and Jos M. Raaijmakers. 2015. "Impact of Plant Domestication on Rhizosphere Microbiome Assembly and Functions." *Plant Molecular Biology* 2015 90:6 90(6):635–44. doi: 10.1007/S11103-015-0337-7.
- Piotrowski, Jeff S., Ylva Lekberg, Mary J. Harner, Philip W. Ramsey, and Matthias C. Rillig. 2008. "Dynamics of Mycorrhizae during Development of Riparian Forests along an Unregulated River." *Ecography* 31(2):245–53. doi: 10.1111/J.0906-7590.2008.5262.X.
- Plummer, Martin. 2003. "Jags: A Program for Analysis of Bayesian Graphical Models Using Gibbs Sampling " Paper presented at the Distributed Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raij, B. V, João Carlos de. Andrade, Heitor. Cantarella, and José Antônio Quaggio. 2001. *Análise Química Para Avaliação Da Fertilidade de Solos Tropicais*. Campinas: Instituto Agrônômico.
- R Core Team. 2023. "R: A Language and Environment for Statistical Computing." Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Redecker, Dirk, Arthur Schüßler, Herbert Stockinger, Sidney L. Stürmer, Joseph B. Morton, and Christopher Walker. 2013. "An Evidence-Based Consensus for the Classification of Arbuscular Mycorrhizal Fungi (Glomeromycota)." *Mycorrhiza* 23(7):515–31. doi: 10.1007/S00572-013-0486-Y.
- Reis, Maurício S., Tiago Montagna, Andréa G. Mattos, Samantha Filippon, Ana H. Ladio, Anésio da Cunha Marques, Alex A. Zechini, Nivaldo Peroni, and Adelar Mantovani. 2018. "Domesticated Landscapes in *Araucaria* Forests, Southern

- Brazil: A Multispecies Local Conservation-by-Use System.” *Frontiers in Ecology and Evolution* 6(FEB):11. doi: 10.3389/FEVO.2018.00011/BIBTEX.
- Ribeiro, Milton Cezar, Jean Paul Metzger, Alexandre Camargo Martensen, Flávio Jorge Ponzoni, and Márcia Makiko Hirota. 2009. “The Brazilian Atlantic Forest: How Much Is Left, and How Is the Remaining Forest Distributed? Implications for Conservation.” *Biological Conservation* 142(6):1141–53. doi: 10.1016/j.biocon.2009.02.021.
- Rodríguez-Morelos, Víctor H., Alejandra Soto-Estrada, Jesús Pérez-Moreno, Alicia Franco-Ramírez, and Pablo Díaz-Rivera. 2014. “Arbuscular Mycorrhizal Fungi Associated with the Rhizosphere of Seedlings and Mature Trees of *Swietenia Macrophylla* (Magnoliophyta: Meliaceae) in Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico.” *Revista Chilena de Historia Natural* 87(1):1–10. doi: 10.1186/S40693-014-0009-Z/TABLES/2.
- Santana, Lucas Deziderio, José Hugo Campos Ribeiro, Natalia Macedo Ivanauskas, and Fabrício Alvim Carvalho. 2018. “ESTRUTURA, DIVERSIDADE E HETEROGENEIDADE DE UMA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALTOMONTANA EM SEU EXTREMO NORTE DE DISTRIBUIÇÃO (MINAS GERAIS).” *Ciência Florestal* 28(2):567–79. doi: 10.5902/1980509832039.
- Sepp, Siim Kaarel, Teele Jairus, Martti Vasar, Martin Zobel, and Maarja Öpik. 2018. “Effects of Land Use on Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities in Estonia.” *Mycorrhiza* 28(3):259–68. doi: 10.1007/S00572-018-0822-3/METRICS.
- Sheldrake, Merlin, Nicholas P. Rosenstock, Daniel Revillini, Pål Axel Olsson, Scott Mangan, Emma J. Sayer, Håkan Wallander, Benjamin L. Turner, and Edmund V. J. Tanner. 2017. “Arbuscular Mycorrhizal Fungal Community Composition Is Altered by Long-Term Litter Removal but Not Litter Addition in a Lowland Tropical Forest.” *New Phytologist* 214(1):455–67. doi: 10.1111/NPH.14384.
- Smith, Sally E., and Susan J. Barker. 2002. “Plant Phosphate Transporter Genes Help Harness the Nutritional Benefits of Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis.” *Trends in Plant Science* 7(5):189–90. doi: 10.1016/S1360-1385(02)02260-4.
- Smith, Sally, and David Read. 2008. *Mycorrhizal Symbiosis*. Elsevier.
- Souza, Rose Pereira Muniz de, Vinícius de Castro Souza, Rodrigo Trassi Polisel, and Natália Macedo Ivanauskas. 2012. “Estrutura e Aspectos Da Regeneração Natural de Floresta Ombrófila Mista No Parque Estadual de Campos Do Jordão, SP, Brasil.” *Hoehnea* 39(3):387–407. doi: 10.1590/S2236-89062012000300004.
- Stefenon, Valdir Marcos, Gustavo Klabunde, Rafael Plá Matielo Lemos, Marcelo Rogalski, and Rubens Onofre Nodari. 2019. “Phylogeography of Plastid DNA Sequences Suggests Post-Glacial Southward Demographic Expansion and the Existence of Several Glacial Refugia for *Araucaria Angustifolia*.” *Scientific Reports* 2019 9:1 9(1):1–13. doi: 10.1038/s41598-019-39308-w.
- Stevens, Bo Maxwell, Jeffrey Ryan Propster, Maarja Öpik, Gail W. T. Wilson, Sara Lynne Alloway, Emilian Mayemba, and Nancy Collins Johnson. 2020. “Arbuscular

Mycorrhizal Fungi in Roots and Soil Respond Differently to Biotic and Abiotic Factors in the Serengeti.” *Mycorrhiza* 30(1):79–95. doi: 10.1007/S00572-020-00931-5/METRICS.

Wickham, Hadley and Hadley Wickham. 2016. *Data Analysis*: Springer.

Wu, Can, Xiangshi Kong, Xingbing He, Fuqiang Song, Yonghui Lin, Yanyan Jia, A. V. Kurakov, and Zaihua He. 2022. “The Biotic and Abiotic Factors of Regulation of Arbuscular Mycorrhizal Fungi Activity in Litter Decomposition: Review.” *Eurasian Soil Science* 2022 55:10 55(10):1446–59. doi: 10.1134/S1064229322100155.

Wu, Fan, and Yong Chang. 2022. “Driving Mechanism of Thermal Environment Based on Bayesian Structural Equation Model.” *IEEE Advanced Information Technology, Electronic and Automation Control Conference (IAEAC) 2022-October*:1327–38. doi: 10.1109/IAEAC54830.2022.9929835.

Yu, Kai, Sholom Wacholder, William Wheeler, Zhaoming Wang, Neil Caporaso, Maria Teresa Landi, and Faming Liang. 2012. “A Flexible Bayesian Model for Studying Gene–Environment Interaction.” *PLOS Genetics* 8(1):e1002482. doi: 10.1371/JOURNAL.PGEN.1002482.

Yutani, Hiroaki. 2020. "Gghighlight: Highlight Lines and Points in Ggplot2." Gghighlight: Highlight Lines and Points In'Ggplot2'.

7. Material suplementar (MS)

S1. Micografias dos esporos de FMA verificados no solo e serrapilheira de *Araucaria angustifolia* (Pinales: Araucariaceae). Bueno Brandão, Minas Gerais. 03.2023.

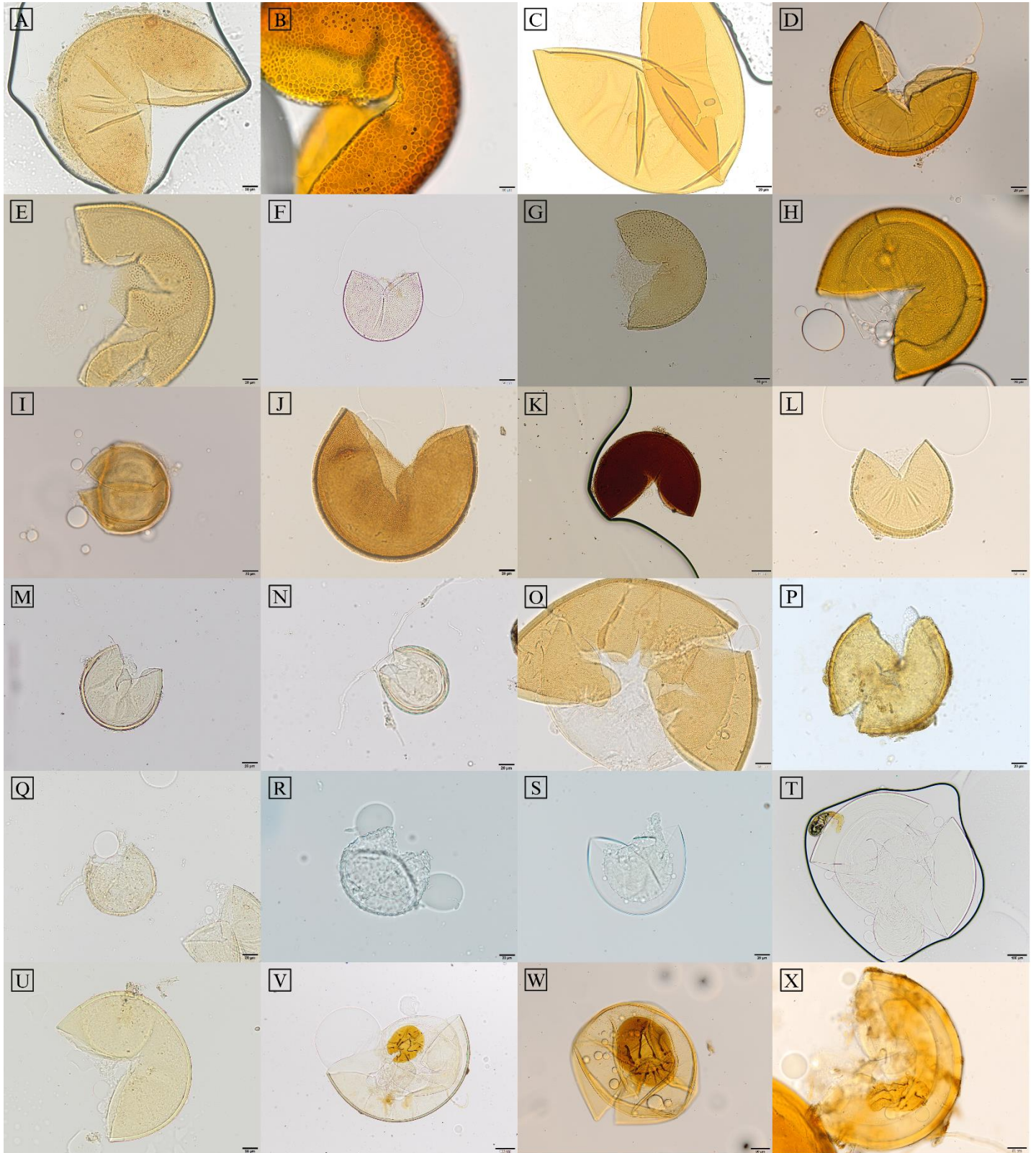
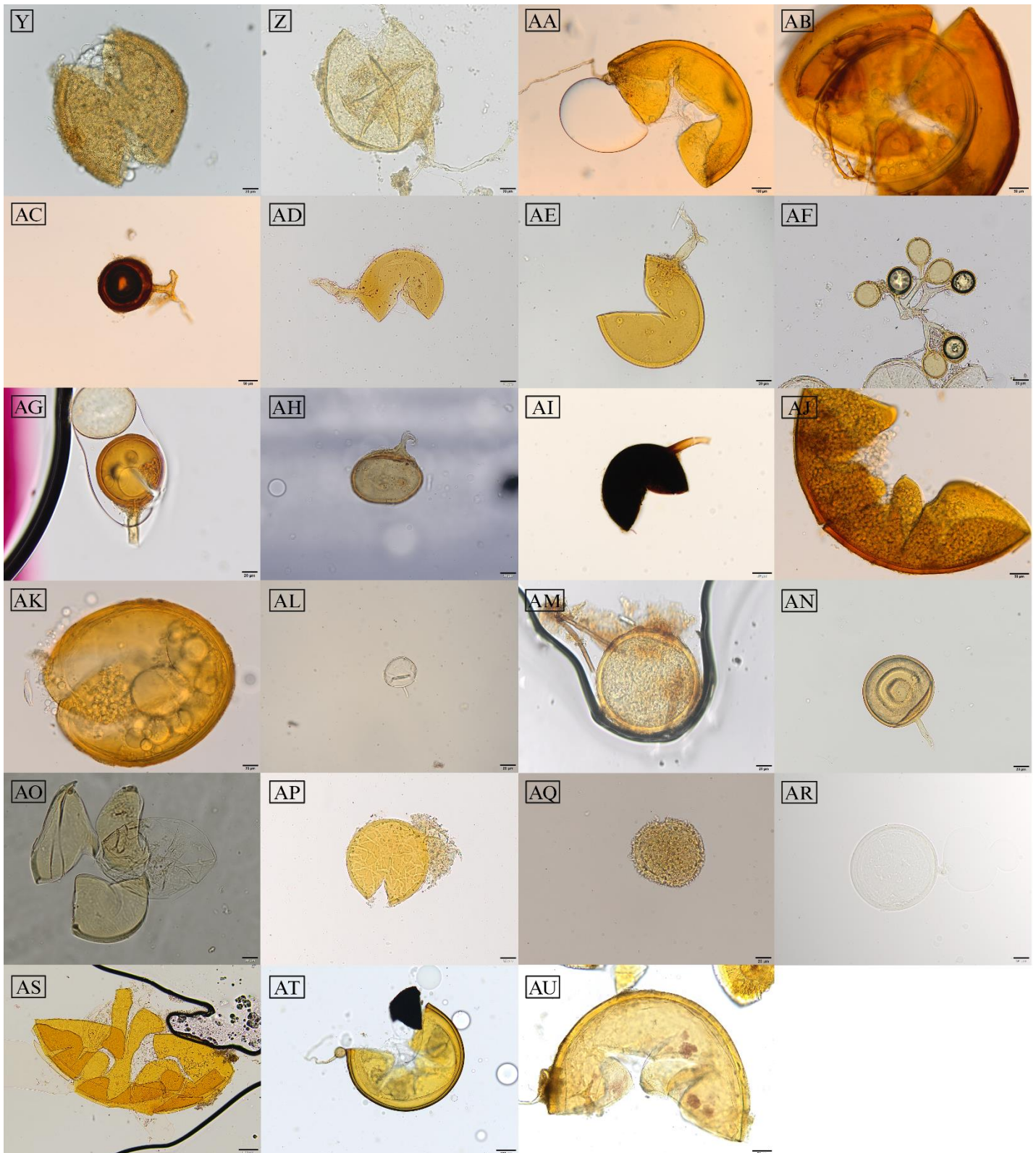


Figura 4. Cont...



A: *Acaulospora denticulata*; B: *A. foveata*; C: *A. koske*; D: *A. mellea*; E: *A. rehmi*; F: *A. scrobiculata*; G: *A. sieverdingii*; H: *Acaulospora* sp.1; I: *Acaulospora* sp.2; J: *Acaulospora* sp.3; K: *Acaulospora* sp.4; L: *Acaulospora* sp.5; M: *Acaulospora* sp.6; N: *Acaulospora* sp.7; O: *Acaulospora tuberculata*; P: *Ambispora leptoticha*; Q: *A. leptoticha* GM; R: *A. reticulata* cf.; S: *Archaeospora trappei*; T: *Cetraspora pellucida*; U: *Claroideoglosum claroideum*; V: *Dentiscutata savannicola*; W: *Dentiscutata* sp.1; X: *Dentiscutata* sp.2; Y: *Entrophospora infrequens*; Z: *Funneliformis* sp.1; AA: *Gigaspora decipiens*;

AB: *Gigasporaceae* sp.1; AC: *Glomus ambisporum*; AD: *Glomus* sp.1 ; AE: *Glomus* sp.2 ; AF: *Glomus* sp.3; AG: *Glomus* sp.4; AH: *Glomus* sp.5; AI: *G. Tenebrosum*; AJ: Morfoespécie 1; AK: Morfoespécie 2; AL: Morfoespécie 3; AM: Morfoespécie 4; AN: Morfoespécie 5; AO: Morfoespécie 6; AP: Morfoespécie 7; AQ: Morfoespécie 8; AR: *Paraglomus laccatum*; AS: *Racocetra persica*; AT: *Racocetra* sp.1; AU: *Racocetra* sp.2; A-S, U, Y, Z, AD-AH, AK-AR: barra de escala = 20 μm ; W, X, AB, AC, AI, AJ, AU= barra de escala 50 μm ; T, V, AA, AS, AT= barra de escala 100 μm .