
Ecologia

Letícia Cavalcante Pereira

**EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE
A RIQUEZA DE FUNGOS MICORRÍZICOS
ARBUSCULARES NA MATA ATLÂNTICA**



Rio Claro - SP
2025

Letícia Cavalcante Pereira

EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES NA MATA ATLÂNTICA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, para obtenção do grau de Ecóloga.

Orientador: Milton Cezar Ribeiro

Co-orientadora: Letícia Gonçalves Ribeiro

Rio Claro - SP
2025

P436e

Pereira, Letícia Cavalcante

Efeito da estrutura da paisagem sobre a riqueza de fungos micorrízicos arbusculares na Mata Atlântica / Letícia Cavalcante Pereira. -- Rio Claro, 2025

32 p. : il., tabs., fotos, mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ecologia) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientador: Milton Cezar Ribeiro

Coorientadora: Letícia Gonçalves Ribeiro

1. Ecologia da Paisagem. 2. Fungos Micorrízicos. 3. Paisagens fragmentadas. 4. Serviços ambientais. I. Título.

Letícia Cavalcante Pereira

EFEITO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES NA MATA ATLÂNTICA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, para obtenção do grau Ecóloga.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro (orientador)

Prof. Dr. Marina Correa Côrtes

Prof. Dr. Maria José de Oliveira Campos

Aprovado em: 09 de junho de 2025

Documento assinado digitalmente
 **LETICIA CAVALCANTE PEREIRA**
Data: 05/07/2025 23:11:27-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Assinatura do discente

Documento assinado digitalmente
 **MILTON CEZAR RIBEIRO**
Data: 07/07/2025 16:08:44-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Assinatura do orientador

Documento assinado digitalmente
 **LETICIA GONCALVES RIBEIRO**
Data: 07/07/2025 16:19:29-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Assinatura da coorientadora

AGRADECIMENTOS

Depois de todo sufoco que foi a escrita deste projeto, me encaminho para a etapa mais difícil, a dos agradecimentos! E a considero a mais difícil porque acredito que ela representa de fato o fim deste ciclo. Ciclo de altos e baixos, exaustão e tédio, risos de doer a barriga e choros doídos, incontáveis perrengues e imensuráveis alegrias. Um ciclo lindo de se viver e que definitivamente vai deixar saudades!

Saudade dessa rotina maluca, das relações, oportunidades e dos desafios também, porque afinal, isso nos amadurece!

Sou imensamente grata a estes 6 anos! Grata a todos os docentes e doutorandos que dedicaram seu tempo e energia ao ensino! Muito do que sei hoje, começou com eles, especialmente Maria José Campos (Zezé), Marina Corrêa, Vânia Rosolen, Milton Ribeiro (Miltinho), Mauro Galetti, Tadeu Siqueira, Gabriela Rosa (Graviola), Gedimar Pereira, Thiago Ribeiro e todos os demais que assumiram essa enorme função de repassar o conhecimento para novas gerações de profissionais.

Agradeço meu orientador, Miltinho, por ter me apresentado Cláudia Paz (a quem também sou grata), que foi a responsável por me apresentar esse grupo de organismos pelo qual me fascinei ao longo do desenvolvimento desse projeto. A todas as contribuições das Juliana Silveira e Bento nos momentos iniciais do trabalho. A Denise Mescolotti pelos ensinamentos sobre o grupo de estudo.

Devo um agradecimento especial, por toda a paciência, contribuições, conselhos, ensinamentos, sugestões e suporte, a Rafael Souza (Urucum), à minha co-orientadora Letícia Gonçalves e a Fulbert Gnonlonfoun. Sem eles, esse projeto não teria sido concluído, me arrisco a dizer que se quer iniciado, e por isso te agradeço, Urucum!

Letícia me deu suporte durante todo o processo, apesar dos meus sumiços, sempre esteve pronta a me ajudar, com muita calma, competência e companheirismo, te agradeço por todos os conselhos e por se manter presente!

E Fulbert, nem sei dizer o quanto sou grata a você por toda sua contribuição, você me tirou um peso das costas ao me guiar na etapa da análise de dados, agradeço imensamente por se preocupar em me ensinar todo o processo de lidar com dados de paisagem, grata por tudo!

À República Dungas, especialmente Dengo, Guria e Pit por me acolherem e por todos os momentos vividos, vocês têm um lugar especial no meu coração. À República Lava e sua primeira formação, o primeiro lugar que de considere lar em Rio Claro, obrigado por todos os momentos!

À minha turma, Eco 19, em especial agradeço a Dengo, Guria, Vogue, Cazemiro, Bambu e Coral com quem dividi tantos momentos. E a todas as amizades cultivadas durante todos esses anos de curso, principalmente à Tuiuiu, Pix, Marola, Pit e Cindy.

A meu companheiro, Igor (Prekoce) que esteve presente desde o início da graduação como amigo e companheiro, obrigado por viver a vida junto a mim!

Por fim agradeço à Ecologia por ter colocado tanta gente incrível na minha vida, que com toda certeza, carregarei eternamente no peito. Por todos os momentos que ficarão gravados na memória e por ter me aberto oportunidades em lugares que eu jamais imaginaria chegar. Obrigado Ecologia, por ter me aberto os olhos para a vida!

E por último, mas definitivamente não menos importante, agradeço infinitamente meus pais Edson e Edilene, que me guiaram até esse momento, e me deram liberdade para escolher meu caminho, obrigado por tornarem minhas escolhas possíveis!

À todos aqui mencionados (e mais um pouco) devo uma eterna gratidão, amo vocês! Ah, e não poderia esquecer: Dedico à Ecologia!

RESUMO

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) são fungos simbióticos que desempenham um papel essencial para o desenvolvimento, sobrevivência e diversidade das comunidades vegetais, auxiliando na ciclagem de nutrientes, e através de suas hifas contribuem na agregação, estoque de carbono e retenção de água no solo. Suas hifas compõem um micélio que é capaz de conectar quilômetros de raízes nas florestas, permitindo a comunicação de comunidades vegetais e auxiliando em sua defesa contra patógenos e pragas. Sua capacidade de acessar nutrientes e os disponibilizar para as plantas possibilita grande aplicabilidade em trabalhos de restauração ecológica e na agricultura. Entretanto, alterações no uso de solo e processos de fragmentação de ecossistemas naturais podem afetar as comunidades de FMAs impactando a eficiência da simbiose e os serviços ecossistêmicos prestados. O objetivo deste estudo é avaliar como a estrutura da paisagem afeta a riqueza dos FMAs, através de quatro métricas de paisagem, cobertura florestal, quantidade de borda, conectividade e heterogeneidade, o esperado é que a quantidade de borda tenha uma influência negativa em sua riqueza, e as outras métricas, o contrário. Utilizamos a identificação de esporos para avaliar a riqueza desses organismos com diferentes métricas e escalas da paisagem, em áreas de fragmentos da Mata Atlântica. Foram selecionadas 15 remanescentes florestais no Corredor Cantareira-Mantiqueira no estado de São Paulo, Brasil. A coleta de solo foi feita na camada 0-10cm e foi utilizado 5g para quebra física do solo, após o processo de extração dos esporos, eles foram triados e identificados. As variáveis ambientais foram medidas através de mapas do MapBiomass e as análises geradas no R usando a seleção de modelos (Modelos Lineares Generalizados) que correlacionaram as variáveis, e foram comparados utilizando o Critério de Informação de Akaike. Foram encontradas 22 morfoespécies de micorrizas, das quais foram identificadas 3 espécies e 3 gêneros. As espécies encontradas são consideradas frequentes e possuem ampla distribuição, sendo duas globais e uma com registro apenas no Brasil. Os resultados evidenciaram que a riqueza de FMAs respondeu positivamente a heterogeneidade da paisagem, enquanto a variação das outras métricas não se mostrou estatisticamente significativa na distribuição dos fungos. A maior variedade de recursos, nichos e habitats a serem colonizados, pode ter feito com que a riqueza dos FMAs respondesse positivamente a essa métrica. Embora a heterogeneidade tenha se mostrado a mais relevante, esse dado responde apenas 38,7% da variação dos dados sobre a riqueza, indicando que outros fatores possam estar influenciando a distribuição dos FMAs, o baixo número de amostras também pode ter implicado os resultados.

Palavras-chave: Ecologia da Paisagem; Fungos Micorrízicos; Paisagens fragmentadas; Serviços ambientais.

ABSTRACT

Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) are symbiotic fungi that play an essential role in the development, survival and diversity of plant communities, assisting in nutrient cycling, and through their hyphae, contributing to aggregation, carbon storage and water retention in the soil. Their hyphae make up a mycelium that is capable of connecting kilometers of roots in forests, allowing communication between plant communities and aiding in their defense against pathogens and pests. Their ability to access nutrients and make them available to plants allows for great applicability in ecological restoration work and agriculture. However, changes in land use and fragmentation processes of natural ecosystems can affect AMF communities, impacting the efficiency of symbiosis and the ecosystem services provided. The objective of this study is to evaluate how landscape structure affects AMF richness, through four landscape metrics, forest cover, edge quantity, connectivity and heterogeneity. It is expected that the edge quantity will have a negative influence on its wealth, and the other metrics, the opposite. We used spore identification to assess the richness of these organisms with different metrics and landscape scales, in areas of Atlantic Forest fragments. We selected 15 forest remnants in the Cantareira-Mantiqueira Corridor in the state of São Paulo, Brazil. Soil collection was done in the 0-10 cm layer and 5 g was used for physical soil breakdown. After the spore extraction process, they were sorted and identified. Environmental variables were measured through MapBiomas maps and the analysis generated in R using model selection (Generalized Linear Models) that correlated the variables, and were compared using the Akaike Information Criterion. We found 22 morphospecies of mycorrhizae, of which 3 species and 3 genera were identified. The species found are considered frequent and have a wide distribution, two global and one with a record only in Brazil. The results showed that AMF richness responded positively to landscape heterogeneity, while the variation of other metrics was not statistically significant in the distribution of fungi. The greater variety of resources, niches and habitats to be colonized may have caused AMF wealth to respond positively to this metric. Although heterogeneity was the most relevant, this data accounted for only 38.7% of the variation in the data on wealthiness, indicating that other factors may be influencing the distribution of AMF; the low number of samples may also have affected the results.

Keywords: Landscape Ecology; Mycorrhizal Fungi; Fragmented Landscapes; Environmental Services.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. OBJETIVO.....	11
2.1 Hipóteses	11
3. MATERIAL E MÉTODOS	12
3.1 Área de estudo.....	12
3.2 Coleta e Triagem	14
3.2.1 Amostragem do Solo.....	14
3.2.2 Preparo da amostra.....	14
3.3 Métricas de Paisagem.....	17
3.4 Análise de dados.....	18
4. RESULTADOS	18
4.1 Composição de FMAs.....	18
4.2 Seleção de modelos	19
5. DISCUSSÃO	24
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	26
7. REFERÊNCIAS.....	27
8. MATERIAL SUPLEMENTAR.....	31

1. INTRODUÇÃO

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) (filo *Glomeromycota*) são organismos biotróficos obrigatórios, ou seja, eles estabelecem associações simbióticas com as raízes das plantas (CARNEIRO *et al.*, 2012; ASSIS *et al.*, 2014; BONFIM *et al.*, 2016), podendo colonizar cerca de 80% das famílias de plantas vasculares (BONFIM *et al.*, 2016). Eles atuam como uma extensão das raízes do hospedeiro, fornecendo uma melhor absorção de nutrientes, água e carbono. E tendo em vista a deficiência de nutrientes como fósforo e nitrogênio dos solos tropicais, esses organismos se tornaram extremamente importantes para o desenvolvimento das plantas ao longo de seu estabelecimento nesses ambientes (TOWNSEND, BEGON, HARPER, 2011).

Estes fungos atribuem a planta maior resistência a patógenos, estresses bióticos e abióticos e também auxiliam na estruturação de agregados do solo através de uma rede de hifas que conecta o sistema radicular da comunidade (ALVES 2004; BERBARA, SOUZA, FONSECA, 2006; BEILER *et al.*, 2010; MOEBIUS-CLUNE *et al.*, 2013; ASSIS *et al.*, 2014; BONFIM *et al.*, 2016) estoque de carbono no solo, retenção de água e ciclagem de nutrientes (PAZ *et al.*, 2021). Essa relação é ancestral, datando de pelo menos 300 milhões de anos, e há fortes evidências de que esses fungos coevoluíram com as plantas terrestres. Há também, hipóteses de que os FMAs tiveram um papel crucial na colonização da terra pelas plantas (KOCH, 2006; MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Devido a estas funções, os FMAs são utilizados para acelerar a restauração de ecossistemas em áreas degradadas. E para além de espécies florestais, eles também são importantes para a agricultura, pois se associam a espécies agrícolas globalmente importantes, aumentando sua produtividade de maneira sustentável (PAZ *et al.*, 2021).

Por sua vez, a fragmentação de um bioma ou ecossistema consiste na redução de áreas contínuas em áreas menores e frequentemente isoladas umas das outras (WILCOVE, 1986; FAHRIG, 2003). Isto afeta diversos processos ecológicos, como a segmentação de populações e comunidades ocasionando a perda de biodiversidade e de suas funções ecossistêmicas, além de aumentar a vulnerabilidade dos fragmentos a incêndios florestais (LAURENCE *et al.*, 2002; LAURENCE *et al.*, 2011; SANTOS, BARRETO-GARCIA, SCORIZA, 2018). Conseguimos observar esses efeitos acompanhando o histórico de degradação da Mata Atlântica, que originalmente cobria cerca de 150 milhões de hectares se estendendo ao longo de uma longa faixa latitudinal, e hoje se resume a 12% de mata reduzida a pequenos fragmentos distribuídos em matrizes urbanas e agropecuárias (RIBEIRO *et al.*, 2009; BONFIM *et al.*, 2015).

De forma resumida, a fragmentação de ecossistemas florestais altera as propriedades físico-químicas acima e abaixo do solo, além da composição das comunidades biológicas, prejudicando

o funcionamento de sistemas simbióticos, como os dos FMAs, que são importantes para a manutenção da diversidade, estabilidade, produtividade e sustentabilidade dos ecossistemas (ALVES, 2004; CARNEIRO *et al.*, 2012).

A ecologia de paisagem estuda como a heterogeneidade espacial afeta processos ecológicos e impacta em processos ecossistêmicos e distribuição de elementos bióticos e abióticos, as métricas de paisagem visam mensurar e caracterizar esses padrões e sua influência em processos ecológicos (YU *et al.*, 2019) também podemos caracterizar a evolução das áreas (PEREIRA, 2001). Foram selecionadas quatro métricas de paisagem para este estudo, duas de configuração (quantidade de borda e conectividade) e duas de composição (cobertura florestal e heterogeneidade). A cobertura florestal é importante para garantir o funcionamento de funções ecossistêmicas essenciais para a manutenção da biodiversidade, conservação de recursos hídricos e habitats, ciclos da água e de nutrientes, além de influências positivas no microclima local (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2011). A porcentagem de cobertura florestal, em conjunto a outros fatores, pode conduzir a diversidade de um fragmento (FAHRIG, 2003). A conectividade é um fator determinante para fluxos biológicos e outros processos ecológicos entre os fragmentos, é essencial para recolonização dos habitats e fluxo gênico das populações, é muito importante para diversidade vegetal devido a facilitar o processo de dispersão, é importante para mobilidade das espécies e influencia positivamente na integridade ecológica das comunidades (FAHRIG; MERRIAM, 1985; MUCHAILH, 2010; BEGON; TOWNSEND, 2023)

O efeito de borda provoca o isolamento dos remanescentes florestais em meio a áreas impactadas, isso acarreta mudanças na periferia do fragmento como a alteração do regime de ventos e maior entrada de luz solar (ALVES JR. *et al.*, 2006). Essas alterações são capazes de alterar os gradientes físicos, microclima do ambiente, dinâmica das populações e comunidades, armazenamento de carbono e diversos processos ecológicos e ecossistêmicos. A intensidade do efeito varia conforme alguns fatores como o tamanho do fragmento, formato, idade, número de bordas próximas, matriz adjacente e etc. (BLUMENFELD *et al.*, 2016; LAURENCE *et al.*, 2002; LAURANCE *et al.*, 2011). A heterogeneidade representa a diversidade da paisagem, que é calculado através do índice de Shannon aplicado à paisagem, ou seja, essa métrica quantifica as classes de uso de solo presentes em uma determinada paisagem. Uma maior diversidade de classes pode significar uma oferta variada de recursos e micro-habitats, favorecendo a existência de um maior número de nichos e aumentando a complexidade ecológica do ambiente (TOKUMOTO, 2015).

Os FMAs possuem um papel importante no desenvolvimento de ecossistemas naturais, entretanto, as alterações de uso do solo podem prejudicar sua distribuição, o que implica nos

serviços ecossistêmicos por eles prestados. Ainda assim, estudos envolvendo parâmetros de paisagem à riqueza de micorrizas arbusculares são escassos, portanto, ao avaliar como a estrutura da paisagem afeta a riqueza desses organismos, trazemos contribuições importantes para o entendimento da ecologia do grupo.

2. OBJETIVO

O objetivo deste trabalho é avaliar os efeitos da estrutura paisagem sobre a riqueza de Fungos Micorrízicos Arbusculares (FMAs) a partir de quatro métricas de paisagem, sendo elas a quantidade de borda, % de cobertura florestal, conectividade e heterogeneidade da paisagem.

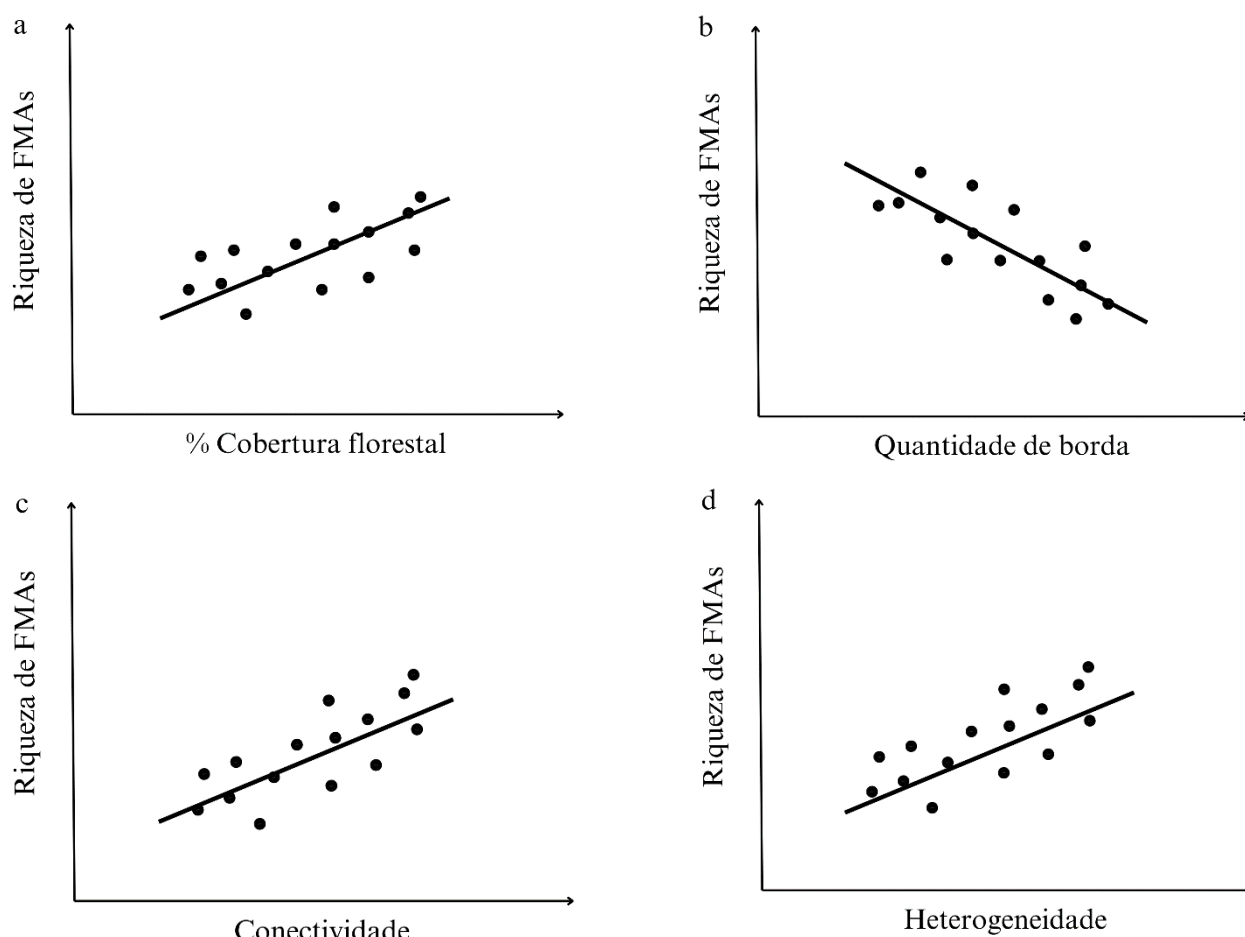
2.1 Hipóteses

É esperado que a riqueza de FMAs seja maior em áreas com maior porcentagem de cobertura florestal, devido às condições ambientais propícias ao desenvolvimento desses organismos, como características do solo, pH, maior disponibilidade hídrica, presença de carbono orgânico e etc. (CARNEIRO *et al.*, 2012; PEREIRA, 2013; SANTOS, BARRETO, SCORIZA, 2014; BONFIM *et al.*, 2016). Também é esperado um aumento na riqueza de micorrizas em relação a conectividade, pois ela possibilita um maior número de interações, facilita fluxos biológicos entre os fragmentos, o que é fundamental para viabilidade das populações (TAYLOR, 1993; TOKUMOTO, 2015).

Em relação ao efeito de borda, o esperado é uma influência negativa na riqueza de espécies devido a diversas alterações que alteram os gradientes físicos, microclima do ambiente, dinâmica das populações e comunidades, armazenamento de carbono e diversos processos ecológicos e ecossistêmicos que influenciam no desenvolvimento desses fungos (BLUMENFELD *et al.*, 2016; LAURENCE *et al.*, 2002; LAURANCE *et al.*, 2011).

Alguns estudos indicam que o aumento da heterogeneidade tende a influenciar positivamente a riqueza de espécies devido a um aumento na variedade e oferta de recursos, nichos e ambientes a serem colonizados (FAHRIG *et al.*, 2010; TSCHARNTKE, 2012; TOKUMOTO, 2015; ZHU, 2015).

Figura 1. Hipótese gráfica dos resultados esperados entre cada variável ambiental e a riqueza das micorrizas arbusculares. **a.** Relação positiva entre a cobertura florestal e a riqueza de FMAs; **b.** Relação negativa entre a quantidade de borda e a riqueza de FMAs; **c.** Relação positiva entre a conectividade entre fragmentos e a riqueza de FMAs; e **d.** Relação positiva entre a heterogeneidade da paisagem e a riqueza de FMAs



Fonte: Elaborado pela autora

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A área de estudo fica localizada na região noroeste do estado de São Paulo, possui cerca de 727 mil hectares e integra 42 municípios. Essa região compreende duas das maiores manchas de vegetação contínua de Mata Atlântica, a Serra da Cantareira (SP) e a Serra da Mantiqueira (MG), além do Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira, que é responsável por conectar esses dois fragmentos (GNONLONFOUN, 2024; GASPAR 2021). A área é composta por diversas Unidades de Conservação-UCs, sendo elas o Parque Estadual Cantareira (núcleos: Pedra Grande,

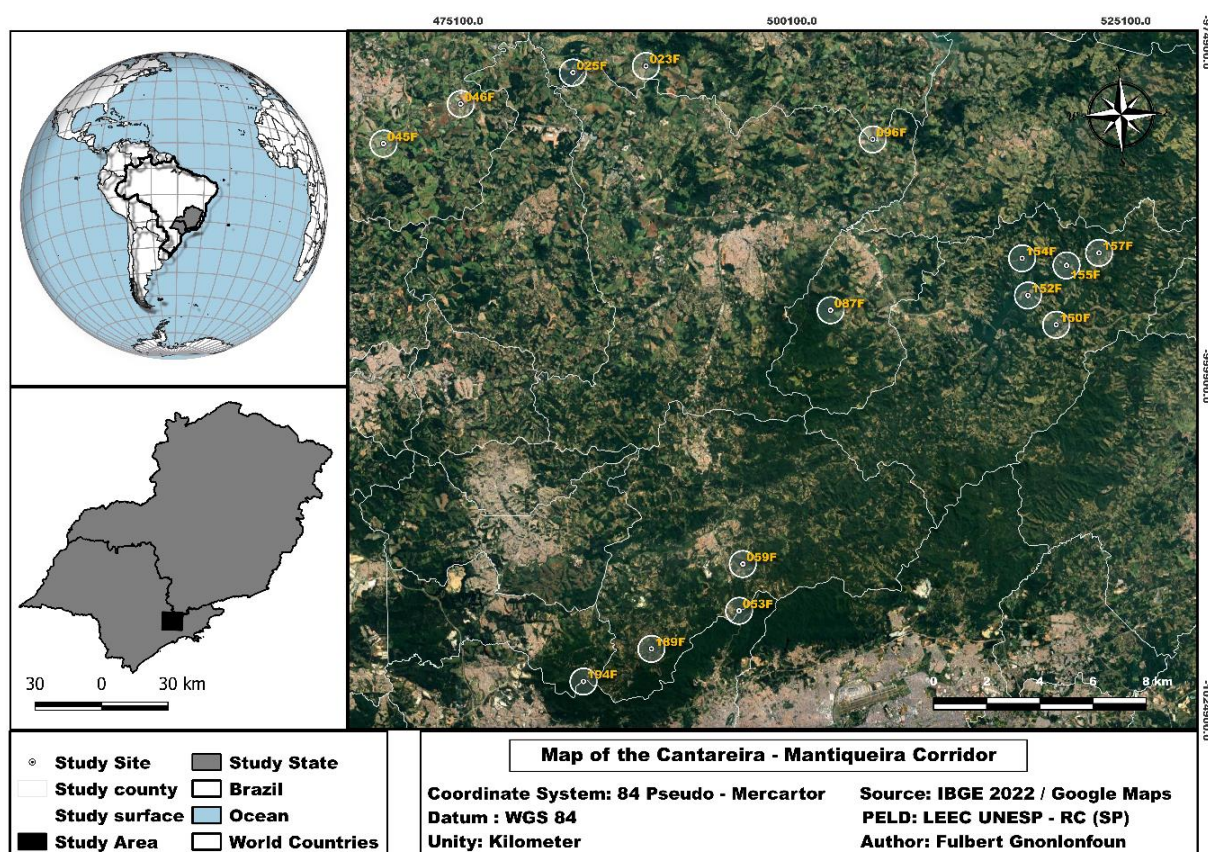
Águas Claras, Cabo Sul e Engordador), Parque Estadual Itapetinga, Parque Estadual Itaberaba e o Monumento Natural Estadual da Pedra Grande (GNONLONFOUN, 2024).

O Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira-CCM está inserido na Pesquisa Ecológica de Grande Duração - PELD, que teve início em 2014 e desde 2020 está em sua Fase 2, que assim como a anterior, é caracterizada por uma expressiva coleta de dados biológicos com o fim de entender quais os efeitos da paisagem sobre a biodiversidade e processos ecológicos e ambientais associados.

A região é composta por paisagens de fragmentos florestais (35%), áreas de agricultura e pastagem (25%), pastagem gado de corte (18%), área urbana (11%) e silvicultura (6%). Possui relevo montanhoso, com altitude variando de 600m a 2000m e temperaturas médias entre 8,6°C e 29,5°C, o clima da região de acordo com a classificação climática de Köppen é subtropical úmido, com invernos frios e secos e verões quentes e úmidos que ocorrem entre outubro e março. Além disso, a pluviosidade média da região é de 1500 mm ao ano (GNONLONFOUN, 2024; BARBOSA *et al.*, 2021; MONTAGNANA *et al.*, 2021).

O desenho amostral do PELD CCM, conta com 20 paisagens delimitadas por *buffers* de 5 km de raio, em cada um desses *buffers*, existem 10 sítios amostrais com 1 km de raio, onde são feitas as coletas dos diversos estudos que ocorrem no projeto (Figura 2) (MONTAGNANA *et al.*, 2021).

Figura 2. Mapa do Corredor Cantareira-Mantiqueira, com os pontos de coleta de solo.



Fonte: Fulbert Gnonlonfoun, 2024

3.2 Coleta e Triagem

3.2.1 Amostragem do Solo

Para realização do projeto, as coletas de solo foram feitas nos meses de maio e julho de 2024 (outono e inverno), na estação seca. Em cada ponto amostral foram coletadas 3 subamostras de solo, com espaçamento de 3 metros entre si, colocadas em um mesmo recipiente e homogeneizadas para compor uma amostra composta. Foram utilizadas 15 amostras de 300g solo da camada de 0-10 cm de solo. Essa profundidade foi escolhida com base na influência que ela tem de matéria orgânica, vegetação, maior concentração de raízes finas e maior presença esporos.

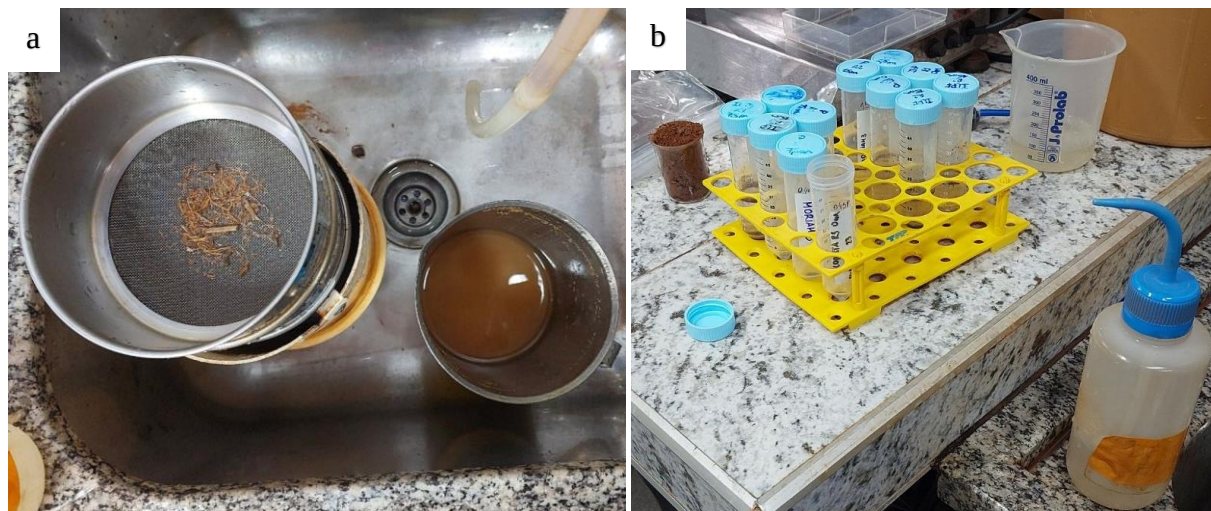
3.2.2 Preparo da amostra

O preparo das amostras foi realizado no Laboratório de Microbiologia do Solo no Departamento de Ciência do Solo na Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo - ESALQ-USP.

Primeira etapa: Quebra física do solo

O processo se inicia com a quebra física do solo, onde aproximadamente 5g de solo são separadas com um béquer, o conteúdo é colocado em uma jarra de aproximadamente 2 litros onde ele é lavado com um jato de água, espera-se alguns minutos para que o solo decante, e o sobrenadante dessa amostra é filtrado com o auxílio de peneiras de metal, são utilizadas duas peneiras com aberturas diferentes de 710 mm e 53 mm (Figura 3a). Essa etapa é realizada três vezes. Em seguida, o conteúdo da peneira mais fina é transferido para um tubo *falcon* com o auxílio de uma piceta (Figura 3b).

Figura 3. **a.** Primeira etapa do preparo da amostra: quebra física do solo; **b.** Tubos falcon com conteúdo retirado da quebra física da amostra



Fonte: Acervo da autora, 2024

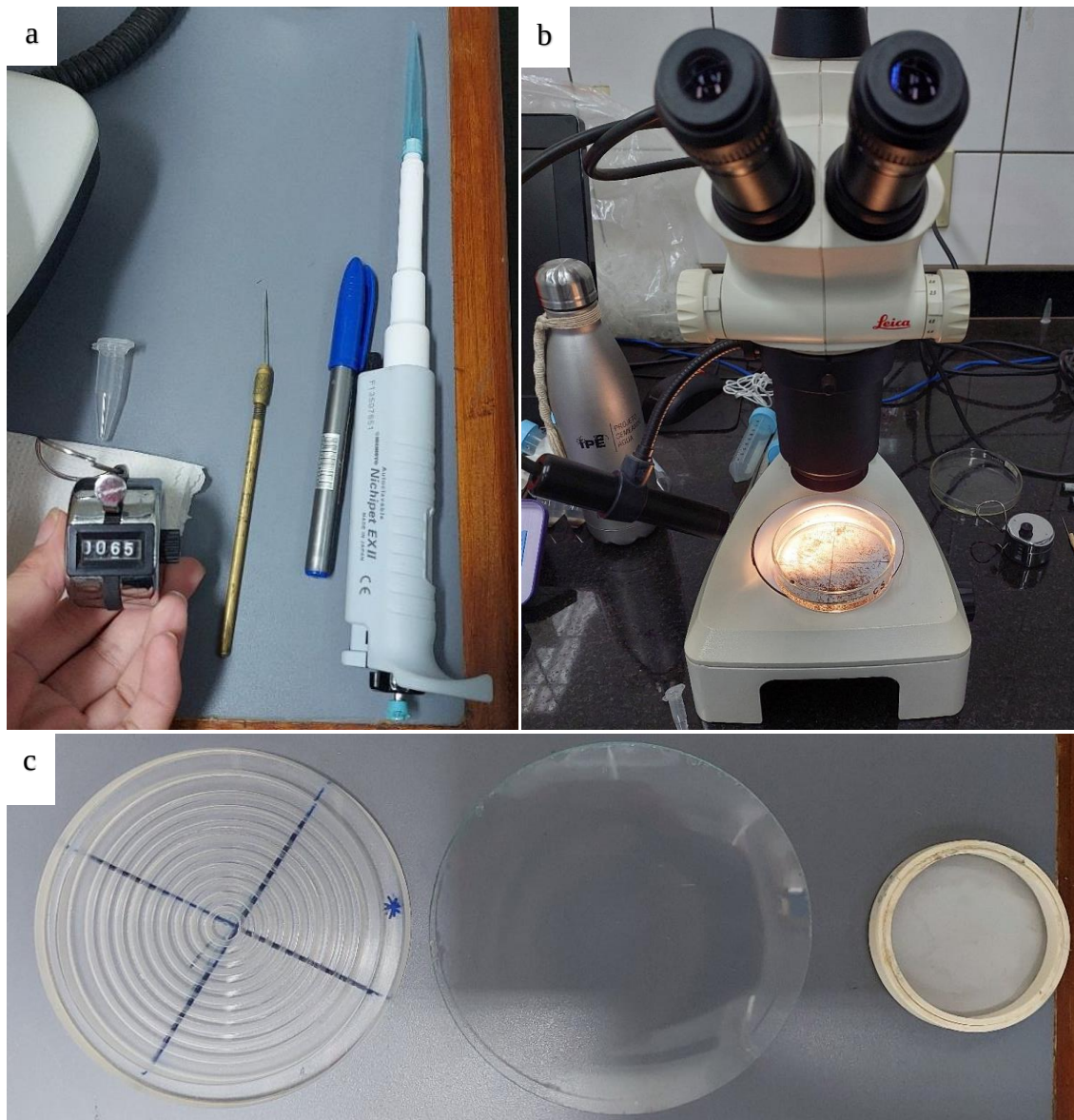
As proporções colocadas nos tubos *falcon* devem ser semelhantes pois será adicionado uma solução com proporção de 30% de água para 70% sacarose e após isso, eles serão colocados na centrífuga a 3000 rpm por 5 minutos. Posteriormente, o sobrenadante do conteúdo do *falcon* será filtrado na peneira de 53 mm, onde será retirado o excesso de sacarose da amostra, que passará novamente para *falcon* (também limpo).

Segunda etapa: Contagem e separação dos esporos

Esta etapa diz respeito a separação e contagem dos esporos. O conteúdo final do *falcon* é transferido para uma placa de *petri* (dividida em quadrantes para facilitar o processo) e com o

auxílio de uma lupa (Figura 4b), agulha e uma pipeta os esporos são contados e passados para um *eppendorf* (Figura 4a).

Figura 4. **a.** objetos utilizados na segunda etapa para contagem e separação dos esporos. Contém: *eppendorf*, contador, agulha, caneta retroprojetora e pipeta digital; **b.** Lupa Estereoscópio utilizada nas etapas 2 e 3, para contagem, separação e montagem das lâminas; **c.** Itens utilizados na etapa de contagem e separação dos esporos. Contém uma placa de *petri*, um vidro de relógio e uma peneirinha



Fonte: Acervo da autora, 2024

Terceira etapa: Montagem das lâminas

Depois de finalizada a contagem e separação dos esporos, eles foram transferidos para um vidro relógio ou outra placa de petri para que sejam separados por morfoespécies. Seguido disso, os esporos foram retirados da placa com o auxílio da pipeta e colocados em uma peneira ou papel

filtrante (Figura 4c) para que sejam finalmente transferidos para a lâmina, que é preparada com álcool polivinil em lactoglicerol (PVLG). Os esporos foram colocados na lâmina com o auxílio de uma agulha, são alocados de forma que não haja sobreposição, a lamínula é posicionada sobre o conteúdo da lâmina e delicadamente pressionada para que haja o rompimento dos esporos (etapa importante para sua identificação), todo esse processo é realizado com o auxílio da lupa (Figura 4b).

Após a montagem das lâminas foi realizada a identificação dos esporos, essa tarefa foi executada pela técnica do Laboratório de Microbiologia do Solo, Denise Mescolotti.

3.3 Métricas de Paisagem

Foram selecionadas quatro métricas de paisagem para este estudo, duas de configuração (quantidade de borda e conectividade) e duas de composição (cobertura florestal e heterogeneidade). Essas métricas serão as variáveis explanatórias, as quais serão calculadas através do pacote *landscapemetrics* no software R utilizando mapas do MapBiomas Coleção 8. Para o cálculo das métricas foram considerados cinco diferentes raios, 500 m, 1000 m, 2000 m, 3000 m e 5000 m.

Porcentagem de cobertura florestal

Essa métrica é calculada através da soma da área em m² de todas as manchas de floresta e dividida pela área total da paisagem, usando o código *lsm_c_pland*. Quanto maior o valor, maior a cobertura florestal.

Conectividade

A conectividade representa a capacidade da paisagem de facilitar os fluxos biológicos entre os fragmentos. O cálculo da conectividade é feito para analisar a influência da conectividade/isolamento das manchas na paisagem, seu código é *lsm_c_cohesion*. Quanto maior o valor, mais conectados estarão os fragmentos.

Quantidade de borda

A quantidade de borda quantifica a transição entre um ecossistema florestal e os adjacentes, onde há uma quebra abrupta de condições bióticas e do microclima. Essa métrica se dá pela da somatória dos perímetros de borda através do código *lsm_l_te*. Sendo assim, paisagens muito fragmentadas possuirão um valor de quantidade de borda alto.

Heterogeneidade

A heterogeneidade representa a diversidade da paisagem, que é calculado através do índice de Shannon aplicado à paisagem, ela mede quantitativamente e qualitativamente os elementos da paisagem, quantificando o número de classes de uso de solo da paisagem. Seu cálculo é feito através do código *lsm_l_shdi*. Quanto maior o valor, mais heterogênea é a paisagem, ou seja, mais classes de uso de solo ela possui.

3.4 Análise de dados

As análises de dados foram realizadas no Software R (R Core Team, 2023). Para testar o efeito da paisagem sobre a riqueza de espécies de FMAs, foi utilizado um Modelo Linear Generalizado (GLM). O GLM foi escolhido devido à natureza e a distribuição da variável resposta, a riqueza de espécies de FMAs (DA SILVA *et al*, 2022).

Todas as variáveis (respostas e explanatórias) foram correlacionadas em todas as escalas (500, 1000, 2000, 3000 e 5000 m), e foi feita uma seleção destes modelos a partir do critério de Akaike (AIC – *Akaike information criterion*) para determinar a escala que melhor representa a variável resposta. A variável resposta foi a riqueza de micorrizas e as explanatórias as diferentes métricas de paisagem (conectividade, cobertura florestal, quantidade de borda e heterogeneidade de paisagem). Também foi calculado o Índice Rate Ratios (IRR), índice que mostra o quanto a variável explanatória influencia na variável resposta.

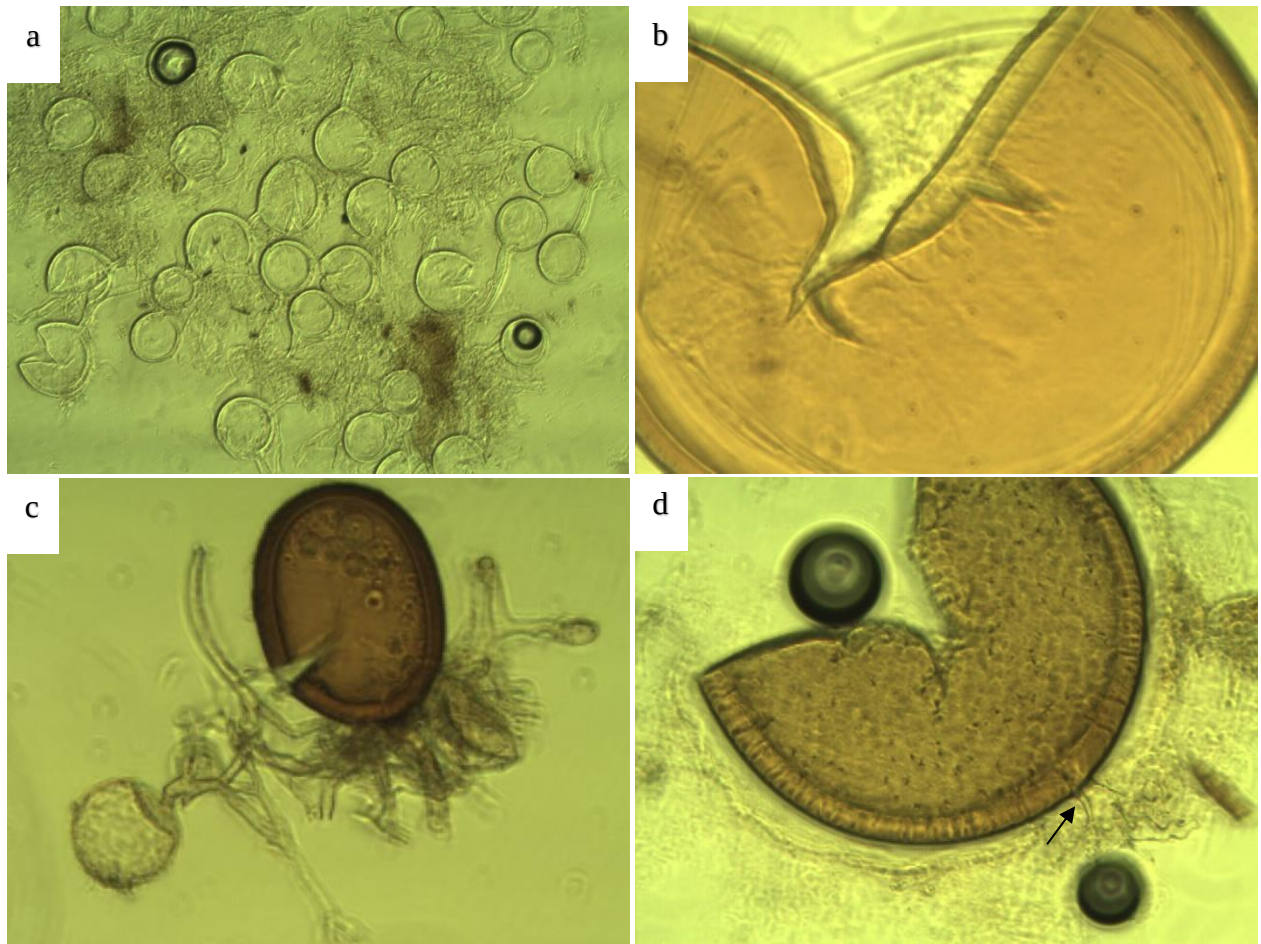
4. RESULTADOS

4.1 Composição de FMAs

No total, foram triados 1350 esporos oriundos de 15 pontos amostrais, totalizando 22 morfoespécies de FMA identificadas, das quais, 3 foram identificadas a nível de espécie e 3 a nível de gênero, em uma média de ~4 espécies por fragmento. Os esporos que não puderam ser identificados, foram definidos através de sua morfologia.

Entre as espécies identificadas estão: *Acaulospora koskei*; *Claroideoglossum etunicatum*; e *Rhizophagus clarus*. Os gêneros encontrados foram o *Ambispora*, *Dentiscutata* e o *Scutellospora* (Figura 5).

Figura 5. Esporos encontrados nas amostras do estudo: **a.** *Rhizophagus clarus*; **b.** *Acaulospora koskei*; **c.** esporo germinando, morfoespécie 4; **d.** *Claroideoglossum etunicatum*, seta destacando a hifa.

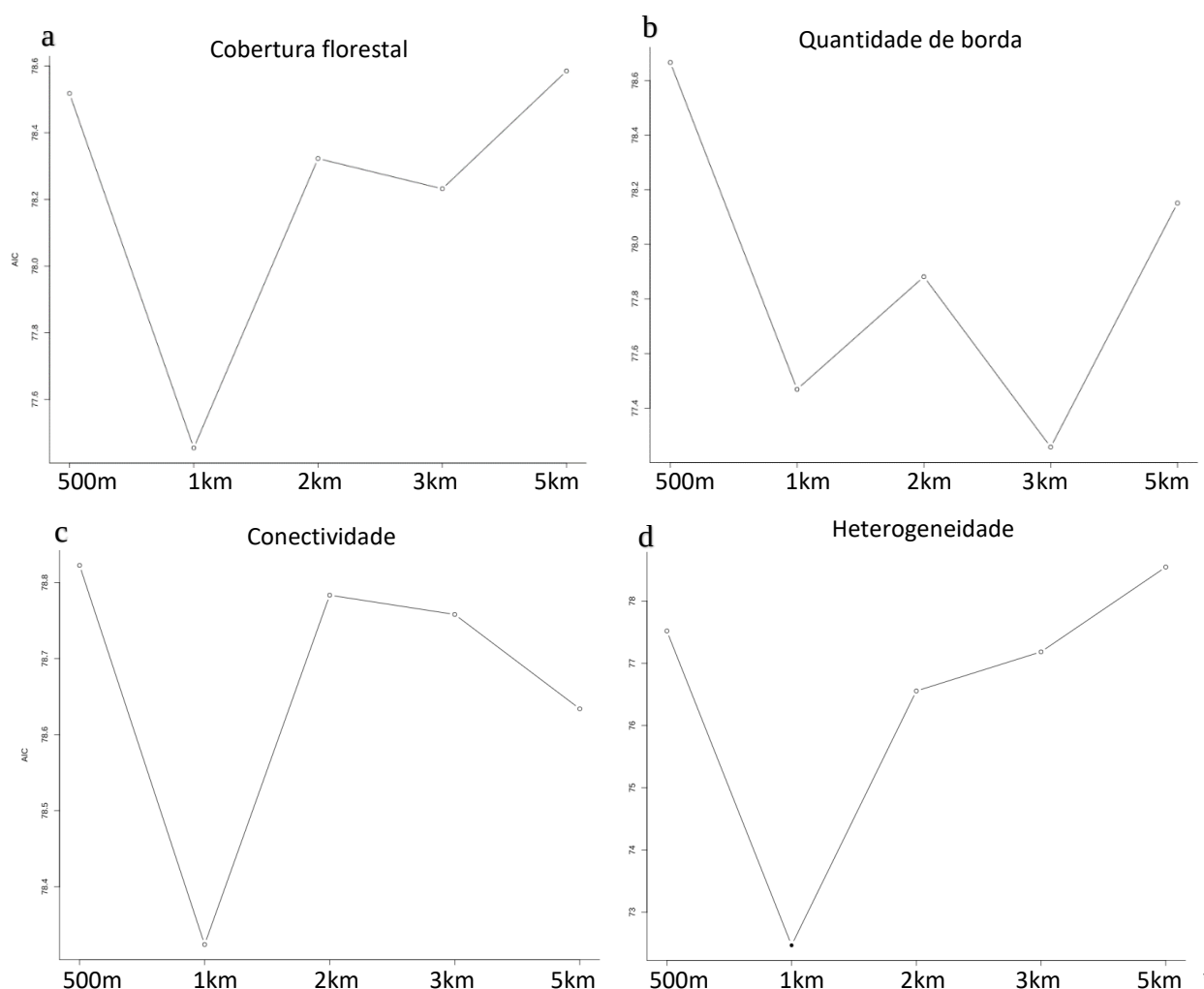


Fonte: Acervo da autora, 2024

4.2 Seleção de modelos

Foram gerados modelos GLM para cada métrica considerando cinco escalas diferentes. A seleção das escalas mais representativas para a variável resposta foi feita por meio do Critério de Informação de Akaike (AIC), indicando que a melhor escala foi 1 km para cobertura florestal, conectividade e heterogeneidade, e 3 km para quantidade de borda (Figura 6).

Figura 6. Força dos modelos calculadas a partir do AIC para as escalas de cada métrica. Gráfico **a.** Cobertura florestal; **b.** Borda total; **c.** Conectividade; **d.** Heterogeneidade. Pontos mais baixos dos gráficos *a*, *c* e *d*, estão na escala de 1km, gráfico *b* na escala de 3km.



Fonte: Elaborado pela autora

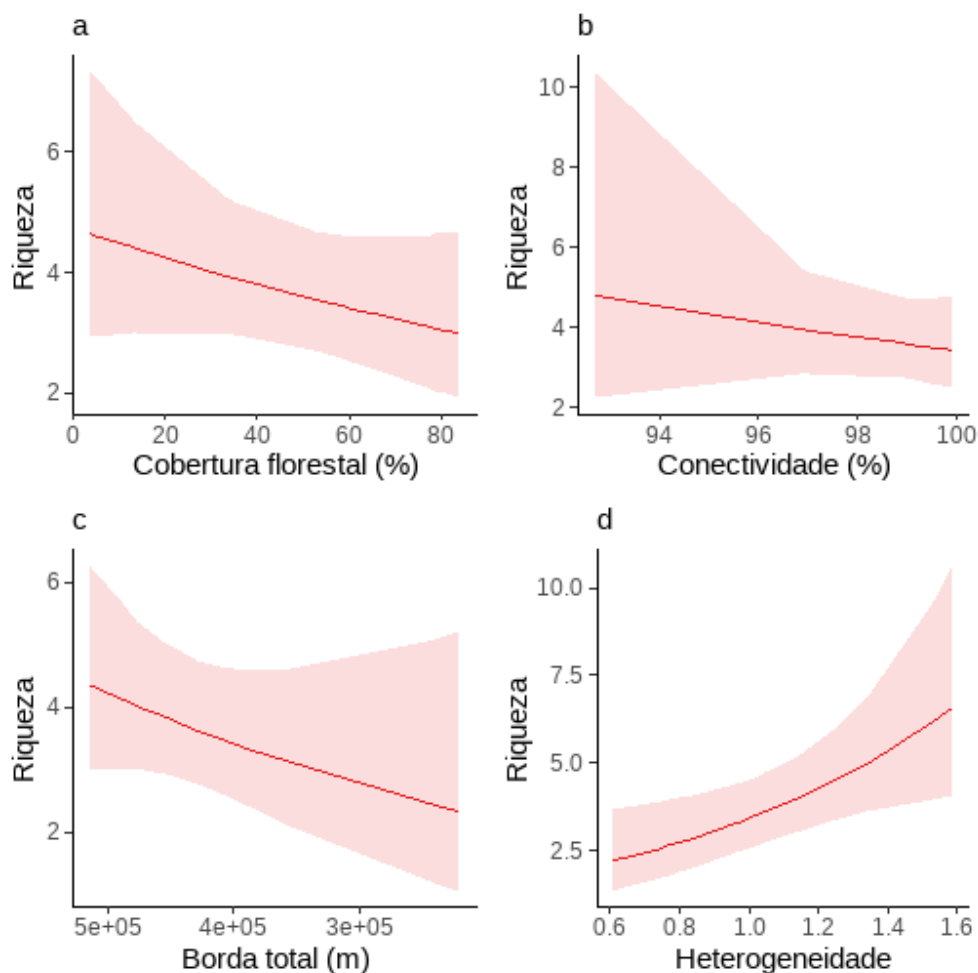
Após essa seleção, novos modelos foram ajustados considerando apenas as escalas mais representativas, além de um modelo nulo. O modelo da heterogeneidade apresentou o menor AIC (72.5) e o maior peso (0,746), sendo o mais representativo entre os modelos testados (Tabela 1).

Tabela 1. Lista da comparação de modelos pelo Critério de Informação de Akaike, com os valores de **AIC**; **ΔAIC**, diferença entre o AIC do modelo em questão e o modelo com menor AIC; **df**, *degrees of freedom* ou grau de liberdade; e **weight** probabilidade de que modelo seja o melhor entre os testados. **M00**, modelo nulo; **M01**, cobertura florestal; **M02**, quantidade de borda; **M03**, conectividade; **M04**, heterogeneidade.

Model	AIC	Δ AIC	df	Weight
M04	72.5	0.0	2	0.746
M00	76.8	4.4	1	0.084
M02	77.3	4.8	2	0.068
M01	77.5	5.0	2	0.062
M03	78.3	5.9	2	0.040

Os resultados foram ilustrados em gráficos de regressão (Figura 7), evidenciando que cobertura florestal (a), conectividade (b) e borda total (c) tiveram uma relação negativa com a riqueza de micorrizas, enquanto a heterogeneidade (d) apresentou uma relação positiva.

Figura 7. Relação entre riqueza de micorrizas e as métricas de paisagem. **a.** cobertura florestal; **b.** conectividade; **c.** quantidade de borda; **d.** heterogeneidade. Gráficos **a, b e c** são decrescentes enquanto o **d** possui valores crescentes.



Fonte: Elaborado pela autora

A Tabela 2 apresenta a razão da taxa de incidência (IRR), os valores de p e o R^2 de Nagelkerke. Apenas o modelo nulo e o de heterogeneidade apresentaram IRR significativo, sendo que este último teve um R^2 de 0,387, indicando que explica 38,7% da variação da variável resposta. A Figura 8 representa visualmente esses resultados, mostrando que variáveis com intervalos abertos não são estatisticamente significativas, enquanto valores próximos a 1 sugerem pouco ou nenhum efeito sobre a riqueza de micorrizas.

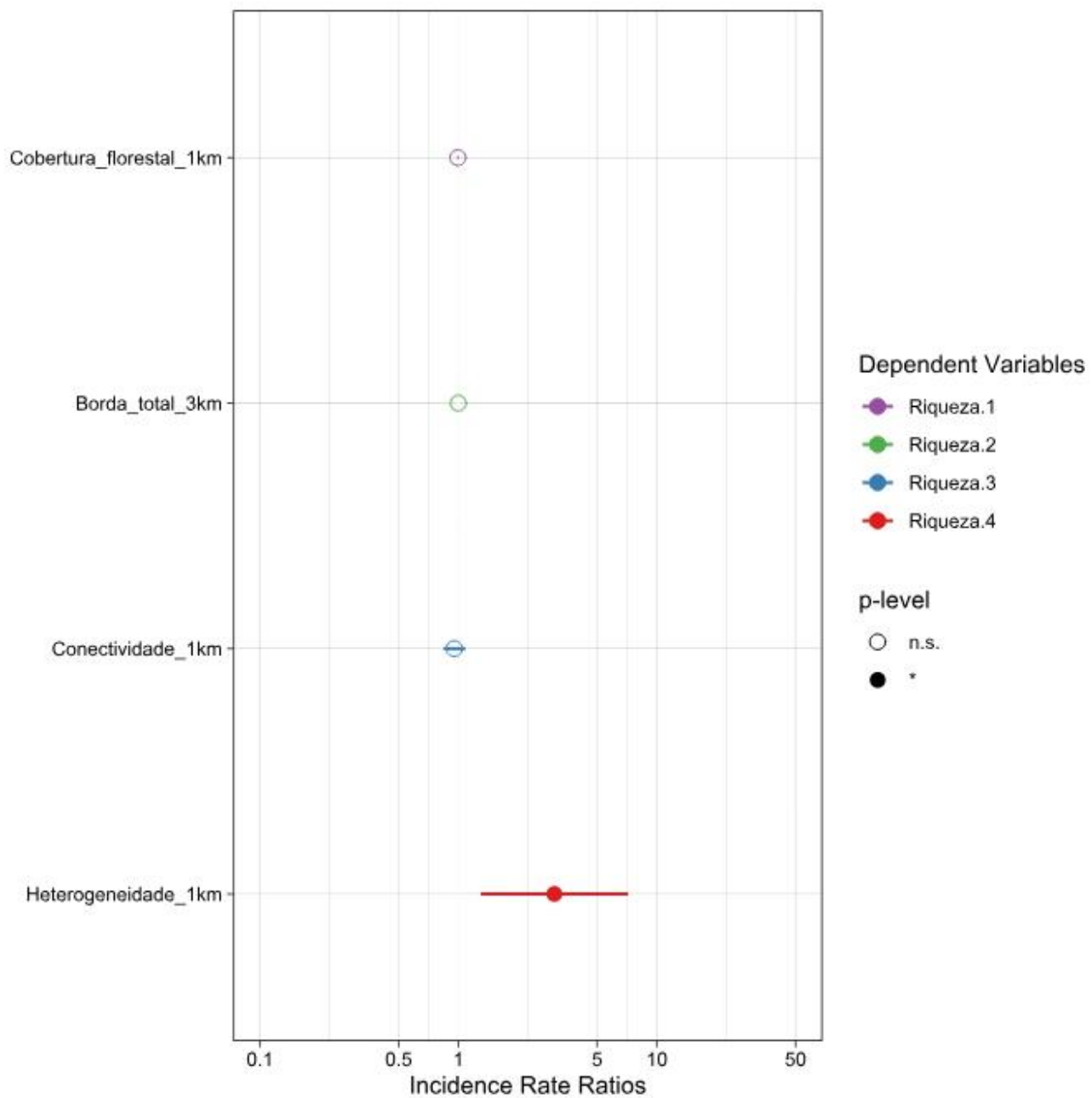
Tabela 2. Resultado da razão da taxa de incidência (IRR) com seus respectivos valores de p , o número de observações representa o número de amostras e R^2 de Nagelkerke, representa a qualidade do ajuste do modelo

<i>Predictors</i>	Riqueza		Riqueza		Riqueza		Riqueza	
	<i>Incidence Rate Ratios</i>	<i>p</i>	<i>Incidence Rate Ratios</i>	<i>p</i>	<i>Incidence Rate Ratios</i>	<i>p</i>	<i>Incidence Rate Ratios</i>	<i>p</i>
(Intercept)	4.74 *** (2.83 – 7.49)	<0.001	1.48 (0.28 – 6.01)	0.615	369.58 (0.00 – 39002095.78)	0.351	1.12 (0.40 – 2.94)	0.825
Cobertura florestal 1km	0.99 (0.99 – 1.00)	0.239						
Borda total 3km			1.00 (1.00 – 1.00)	0.231				
Conectividade 1km					0.95 (0.85 – 1.09)	0.467		
Heterogeneidade 1km							3.05 * (1.29 – 7.14)	0.011
Observations	15		15		15		15	
R^2 Nagelkerke	0.098		0.111		0.037		0.387	

* $p < 0.05$ ** $p < 0.01$ *** $p < 0.001$

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 8. Razão da taxa de incidência – IRR, gráfico apresenta as variáveis preditoras em função da riqueza de FMAs. Os intervalos abertos indicam que a variável não é estatisticamente significativa. Valores próximos a 1 sugerem que a variável tem pouco ou nenhum efeito sobre a riqueza de micorrizas. Representação visual da tabela 2.



Fonte: Elaborado pela autora

5. DISCUSSÃO

O presente estudo investigou o efeito da fragmentação da Mata Atlântica sobre a diversidade de fungos micorrízicos arbusculares, analisando a influência de variáveis da paisagem, como cobertura florestal, conectividade, heterogeneidade e quantidade de borda, na riqueza desses organismos.

A riqueza encontrada aqui, é semelhante ao encontrado por Martins (2009), Carneiro *et al.* (2012), Assis *et al.* (2014) e Ceola (2015), mas se comparada a outros é menor, porém com valores não muito discrepantes (TRUFEM, 1995; PICONE, 2000; ALVES, 2004; SCABORA, 2011).

Dentre as espécies encontradas, duas delas possuem ampla distribuição ao longo do globo (*C. etunicatum* e *R. clarus*), no Brasil podem ser encontradas em todos os biomas (The Global Fungal Red List Initiative), a *A. koskei*, por sua vez, têm ocorrência confirmada em 6 estados brasileiros, e pode ser encontrada na Caatinga e Mata Atlântica (Flora do Brasil), também é considerada frequente (SCABORA, 2011).

No entanto, vale ressaltar que a técnica utilizada para avaliar a riqueza das micorrizas, pode possuir algumas restrições, pelo fato de que as amostras podem não refletir a real colonização das plantas pelos FMAs, além disso, os esporos podem permanecer muito tempo no solo, podendo interferir no resultado (CLAPP, et al., 1995; OEHL et al., 2009). Ainda assim, a identificação de esporos é uma técnica acessível e viabiliza diversos estudos sobre esses organismos com funções importantíssimas para os ecossistemas terrestres.

Estudos encontrados sobre a riqueza de FMAs envolvem o efeito da fragmentação e degradação ambiental sobre sua diversidade, efeito da sazonalidade em sua comunidade, influência da intensificação do uso do solo em suas dinâmicas, sua ocorrência em diferentes cultivos agrícolas e em diferentes ecossistemas, seu uso como indicador de qualidade do solo, variações genéticas em certas populações, entre outros temas (GOMES de SOUZA, 2002; SOUZA *et al.*, 2003; ALVES, 2004; KOCH, 2006; MARTINS, 2009; OEHL *et al.*, 2009; SILVA, 2010; SANTOS, BARRETO, SCORIZA, 2013; CEOLA, 2015; GODOY, 2020; SANTOS *et al.*, 2024). Há uma carência de estudos sobre as populações e comunidades de FMAs e sua abordagem na estrutura espacial (Wolfe *et al.* 2009). Este trabalho, ao avaliar a influência da estrutura da paisagem sobre o grupo, contribui para suprir tal lacuna de pesquisa.

Os modelos ajustados construídos a partir desta pesquisa, indicaram que a heterogeneidade da paisagem em uma escala de 1 km foi a única variável significativamente associada à riqueza de FMAs, com uma razão da taxa de incidência (IRR) de 3,05 e $p = 0,011$, sugerindo que paisagens heterogêneas favorecem a diversidade desses fungos (Tabela 2). Isso reforça a hipótese de que a

variação estrutural da paisagem desempenha um papel importante na manutenção da diversidade microbiana do solo, provavelmente ao oferecer uma gama mais ampla de micro-habitats e condições ambientais que são importantes para a colonização dos FMAs (WOLFE *et al.*, 2009; FAHRIG *et al.*, 2010; TSCHARNTKE *et al.*, 2012; TOKUMOTO, 2015; ZHU, 2015).

Por outro lado, variáveis como cobertura florestal, conectividade e quantidade de borda não mostraram relações estatisticamente significativas com a riqueza de FMAs nos modelos testados (Figura 6). Isso pode sugerir que, embora fatores como a conectividade da paisagem e a extensão da cobertura florestal sejam frequentemente associados à biodiversidade em outros grupos biológicos (TAYLOR *et al.*, 1993; FAHRIG, 2003; TSCHARNTKE *et al.*, 2012; ALVES, 2014; GODOY, 2020), no caso dos FMAs, a heterogeneidade da paisagem pode ser um fator mais determinante, isso porque ela se refere à variação espacial na estrutura do ambiente, incluindo diferenças na cobertura vegetal, composição e disposição dos habitats e essa variação pode criar condições ambientais distintas que afetam a dispersão e atividade simbiótica e colonização desses fungos (WOLFE *et al.*, 2009; PEREIRA, 2013; ZHU, 2015).

Os estudos de Hu *et al.* (2019) e Van Der Heijden *et al.* (1998), indicam que a comunidade vegetal influencia diretamente na comunidade de micorrizas, e a heterogeneidade pode desempenhar um papel fundamental na manutenção dessa composição ao promover diferentes tipos de interação entre esses fungos e as plantas.

Entretanto, é importante ressaltar que, embora a heterogeneidade da paisagem tenha se mostrado um fator significativo para a riqueza de FMAs, ela explica apenas 38,7% da variação nos dados, indicando que outros fatores ambientais ou biológicos podem influenciar a diversidade desse grupo, como a composição ambiental dessas áreas, composição físico-química do solo, presença ou ausência de fauna, se o fragmento passou por algum processo de degradação recente e etc.

Além disso, o número reduzido de amostras pode ter influenciado a detecção de padrões mais robustos, impactando a significância estatística das outras variáveis. Estudos futuros com um maior número de pontos de coleta, bem como a inclusão de variáveis edáficas e climáticas, podem contribuir para um entendimento mais abrangente dos determinantes da diversidade de FMAs em paisagens fragmentadas.

Apesar das limitações, este estudo ressalta a importância de considerar a complexidade estrutural da paisagem na conservação da diversidade microbiana, e destaca a necessidade de estratégias que promovam a heterogeneidade ambiental como um meio de preservar a funcionalidade ecológica dos ecossistemas fragmentados da Mata Atlântica.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A heterogeneidade da paisagem se mostrou relevante na riqueza de fungos micorrízicos arbusculares, possivelmente devido a sua complexidade estrutural que contribui com uma variedade de ambientes e nichos a serem colonizados. Portanto, é importante pensar em estratégias e políticas que considerem a heterogeneidade da paisagem como uma alternativa para a manutenção das comunidades biológicas, uma vez que os ecossistemas naturais sofrem forte pressão antrópica, principalmente do agronegócio e mercado imobiliário. Nesse sentido, estratégias que visem a diversidade de classes de uso da paisagem para o agronegócio seria, por exemplo, implantação de sistemas produtivos variados, como florestas multifuncionais, sistemas silvipastoris e sistemas agroflorestais, que promovem a diversidade em diversas escalas e trazem retorno econômico; e para o mercado imobiliário que tem avançado cada vez mais sobre áreas naturais, é o aumento de área verde, não impermeabilização do solo e criação de jardins funcionais.

De forma resumida, essas estratégias, ao promoverem um crescimento na diversidade vegetal, proporcionam uma maior gama interações entre as plantas e os FMAs, e por tanto um aumento na riqueza destes organismos.

Embora os resultados tenham indicado que a heterogeneidade da paisagem é o fator mais influente para a riqueza de FMAs, a variação explicada pelo modelo sugere que outros agentes (ex. presença de fauna no fragmento, presença de atividades antrópicas e histórico da área) podem desempenhar um papel relevante na comunidade desses organismos, a baixa quantidade de amostras também pode ter influenciado a seleção das variáveis e sua significância estatística.

Mesmo assim, o estudo traz aspectos importantes sobre a comunidade de FMAs, uma vez que os resultados encontrados se assemelham a estudos com dispersão de sementes (nessa mesma região) e com polinizadores, indicando que estes diferentes grupos biológicos com importantes funções ecossistêmicas, sofrem as mesmas pressões.

7. REFERÊNCIAS

- ALVES, Lander de Jesus. **Efeito da fragmentação florestal sobre as comunidades de fungos micorrízicos arbusculares da Floresta Atlântica do extremo Sul da Bahia**. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal da Bahia. 2004.
- ALVES JR, Francisco T. *et al.* **Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Recife, PE**. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v. 1, n. 1, p. 49-56, 2006.
- AMDA - Associação Mineira de Defesa do Ambiente, 2017. **Mata Atlântica é um hotspot mundial**. Disponível em: <<https://www.amda.org.br/index.php/comunicacao/informacoes-ambientais/5229-mata-atlantica-e-hotspot-mundial>>
- ASSIS, Paula Camylla Ramos *et al.* **Fungos micorrízicos arbusculares em campos de murundus após a conversão para sistemas agrícolas no cerrado**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 38, p. 1703-1711, 2014.
- BARBOSA, Marcela de Matos. *et al.* **Effects of native forest and human-modified land covers on the accumulation of toxic metals and metalloids in the tropical bee *Tetragonisca angustula***. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 215, p. 112147, 2021.
- BEGON, Michael; TOWNSEND, Colin R. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Artmed editora, 2023.
- BEILER, Kevin J. *et al.* **Architecture of the wood-wide web: *Rhizopogon* spp. genets link multiple Douglas-fir cohorts**. New Phytologist, v. 185, n. 2, p. 543-553, 2010.
- BERBARA, Ricardo LL; SOUZA, Francisco A.; FONSECA, H. M. A. C. **III-Fungos micorrízicos arbusculares: muito além da nutrição**. Nutrição mineral de plantas, p. 74-85, 2006.
- BLUMENFELD, Esther Carone *et al.* **Relações entre tipo de vizinhança e efeitos de borda em fragmento florestal**. Ciência Florestal, v. 26, p. 1301-1316, 2016.
- BONFIM, Joice Andrade *et al.* **Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a Brazilian Atlantic forest toposequence**. Microbial Ecology, v. 71, n. 1, p. 164-177, 2016.
- CEOLA, Gessiane. **Biogeografia e diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em cenários contrastantes de uso do solo e de regime hídrico**. Tese de Doutorado. Universidade de Coimbra (Portugal), 2015.
- CARNEIRO, Romero Francisco Vieira *et al.* **Fungos micorrízicos arbusculares como indicadores da recuperação de áreas degradadas no Nordeste do Brasil**. Revista Ciência Agronômica, v. 43, p. 648-657, 2012.
- CLAPP, J. P. *et al.* **Diversity of fungal symbionts in arbuscular mycorrhizas from a natural community**. New phytologist, v. 130, n. 2, p. 259-265, 1995.

CLAROIDEOGLOMUS etunicatum. The Global Fungal Red List Initiative, [s.d.]. Disponível em: <https://redlist.info/iucn/species_view/542892>. Acesso em: 04 mar. 2025.

CRISTO, Sandra Ciriaco de. **Composição da comunidade da entomofauna de serapilheira e de fungos micorrízicos arbusculares em áreas sob processo de restauração no Parque Nacional da Serra do Itajaí no Vale do Itajaí, SC.** 2017. Tese de Doutorado - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

DA SILVA Fernando Rodrigues *et al.* 2022. **Análises ecológicas no R.** Nupeea : Recife, PE, Canal 6 : São Paulo. 640 p. ISBN 978-85-7917-564-0.

FAHRIG, Lenore. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity.** Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, Lenore; MERRIAM, Gray. **Habitat patch connectivity and population survival.** Ecological archives e066-008. Ecology, v. 66, n. 6, p. 1762-1768, 1985.

FLORA do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, [s.d.]. Disponível em: <<https://floradobrasil2015.jbrj.gov.br/FB94723>>. Acesso em: 04 mar. 2025.

GASPAR, Lucas Pacciullio. **Predicting bird diversity using acoustic indices within Atlantic Forest biodiversity hotspot.** Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro, p.50. 2021.

GIANINAZZI-PEARSON, VIVIENNE *et al.* **Cellular and molecular defence-related root responses to invasion by arbuscular mycorrhizal fungi.** New Phytologist, v. 133, n. 1, p. 45-57, 1996.

GNONLONFON, Fulbert Kodjovi Julie. **Efeitos da estrutura da paisagem sobre a chuva de sementes na Mata Atlântica.** Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro, p.64. 2024

GODOY, Lesbia Neyless Rodríguez. **Impacto do desmatamento e da degradação florestal sobre a comunidade de fungos micorrízicos arbusculares na Amazônia Maranhense.** Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual do Maranhão, 2020.

GOMES DE SOUZA, Renata *et al.* **Diversidade e potencial de infectividade de fungos micorrízicos arbusculares em áreas de caatinga, na região de Xingo, Estado de Alagoas, Brasil.** Brazilian Journal of Botany, v.26, n.1, p.49-60. 2003.

HU, Yajun *et al.* **Contrasting latitudinal diversity and co-occurrence patterns of soil fungi and plants in forest ecosystems.** Soil Biology and Biochemistry, v. 131, p. 100-110, 2019.

KAPOS, V. *et al.* **$\delta^{13}\text{C}$ as an Indicator of Edge Effects in Tropical Rainforest Reserves.** Journal of Ecology, p. 425-432, 1993.

KOCH, Alexander Markus. **Linking the population genetics and ecology of arbuscular mycorrhizal fungi.** Tese de Doutorado. Université de Lausanne, Faculté de biologie et médecine. 2006.

- LAURANCE, William F. *et al.* **Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation.** Conservation biology, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.
- LAURANCE, William F. *et al.* **The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation.** Biological conservation, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011.
- MARTINS, Eline Mato. **Fauna do solo e fungos micorrízicos arbusculares em um corredor agroflorestal.** Dissertação de Mestrado – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2009.
- MEDEIROS, Adler Santana de. **Comunidades micorrízicas em tratamento de restauração ecológica da Caatinga.** 2016. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- MOEBIUS-CLUNE, Daniel J. *et al.* **Arbuscular mycorrhizal fungi associated with a single agronomic plant host across the landscape: community differentiation along a soil textural gradient.** Soil Biology and Biochemistry, v. 64, p. 191-199, 2013.
- MONTAGNANA, Paula C. *et al.* **Landscape heterogeneity and forest cover shape cavity-nesting hymenopteran communities in a multi-scale perspective.** Basic and Applied Ecology, v. 56, p. 239-249, 2021.
- MORALES, Alfredo *et al.* **Niveles de glomalina en suelos de dos ecosistemas del sur de Chile.** RC Suelo Nutr. Veg, v. 5, n. 1, p. 37-45, 2005.
- MOREIRA, Fátima Maria de Souza; SIQUEIRA, José Oswaldo. Microbiologia e Bioquímica do Solo. 2ª edição. Editora UFLA, 2006.
- MUCHAILH, Mariese Cargnin *et al.* **Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos.** Floresta, v. 40, n. 1, 2010.
- MURCIA, Carolina. **Edge effects in fragmented forests: implications for conservation.** Trends in ecology & evolution, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.
- OEHL, Fritz *et al.* **Distinct sporulation dynamics of arbuscular mycorrhizal fungal communities from different agroecosystems in long-term microcosms.** Agriculture, ecosystems & environment, v. 134, n. 3-4, p. 257-268, 2009.
- PAZ, Claudia *et al.* **Dispersal of arbuscular mycorrhizal fungi: evidence and insights for ecological studies.** Microbial Ecology, v. 81, n. 2, p. 283-292, 2021.
- PEAY, Kabir G. The mutualistic niche: mycorrhizal symbiosis and community dynamics. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 47, n. 1, p. 143-164, 2016.
- PEREIRA, Camilla Maciel Rabelo. **Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em área de Mata Atlântica sob diferentes usos de solo.** 2013. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Pernambuco.
- PEREIRA, Jorge Luis Gavina *et al.* **Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia.** Geografia, p. 59-90, 2001.

PICONE, Chris. **Diversity and abundance of arbuscular–mycorrhizal fungus spores in tropical forest and pasture** 1. *Biotropica*, v. 32, n. 4a, p. 734-750, 2000.

RHIZOPHAGUS clarus. The Global Fungal Red List Initiative, [s.d.]. Disponível em: <https://redlist.info/iucn/species_view/542906>. Acesso em: 04 mar. 2025.

RIBEIRO, Milton Cezar *et al.* **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.** *Biological conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

SANTOS, Renata Soares dos; BARRETO, Patricia Anjos Bittencourt; SCORIZA, Rafael Nogueira. **Efeito da sazonalidade na comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em um fragmento de mata de cipó em Vitória da Conquista, Bahia.** *Revista Brasileira de Biociências*, v. 12, n. 1, p. 46-46, 2014.

SANTOS, Renata Soares dos; BARRETO-GARCIA, Patricia Anjos Bittencourt; SCORIZA, Rafael Nogueira. **Mycorrhizal fungi and litter as indicators of the edge effect in a fragment seasonal forest.** *Ciência Florestal*, v. 28, n. 1, p. 324-335, 2018.

SANTOS, VJ dos *et al.* **Occurrence and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in yerba mate (*Ilex paraguariensis*–Aquifoliaceae) cultivation environments.** *Brazilian Journal of Biology*, v. 84, p. e282738, 2024.

SCABORA, Márcia Helena. **Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em área de cerrado degradado em processo de revegetação.** Tese de Doutorado – Universidade Estadual Paulista (Unesp) 2011.

SILVA, Cristiane Figueira da *et al.* **Fungos micorrízicos arbusculares: composição, comprimento de micélio extrarradicular e glomalina em áreas de Mata Atlântica, Rio de Janeiro.** *Ciência Florestal*, v. 26, p. 419-430, 2016.

SILVA, Sylvia Letícia Oliveira. **Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em diferentes sistemas de uso da terra.** Dissertação de Mestrado – Universidade Estadual do Maranhão, 2010.

SOUSA, Carla Silva *et al.* **Glomalina: Características, produção, limitações e contribuição nos solos.** *Semina: Ciências Agrárias*, v. 33, n. 6Supl1, p. 3033-3044, 2012.

SOUZA, Renata G. *et al.* **Diversidade e potencial de infectividade de fungos micorrízicos arbusculares em área de caatinga, na Região de Xingó, Estado de Alagoas, Brasil.** *Brazilian Journal of Botany*, v. 26, p. 49-60, 2003.

TAYLOR, Philip D. *et al.* **Connectivity is a vital element of landscape structure.** *Oikos*, p. 571-573, 1993.

TRUFEM, S. F. B. **Aspectos ecológicos de fungos micorrízicos arbusculares na rizosfera de plantas de restinga da Ilha do Cardoso, SP, Brasil.** *Revista Brasileira de Botânica*, v. 18, n. 1, p. 51-60, 1995.

TOKUMOTO, Paola Mandetta. **Efeito da heterogeneidade da paisagem sobre redes de interações plantas-polinizadores**. 2015.

TOWNSEND, Colin R.; BEGON, Michael; HARPER, John L. **Fundamentos em ecologia**. 3. ed. Porto Alegre: ArtMed, 2011.

TSCHARNTKE, Teja *et al.* **Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses**. Biological reviews, v. 87, n. 3, p. 661-685, 2012.

VAN DER HEIJDEN, Marcel GA *et al.* **Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity**. Nature, v. 396, n. 6706, p. 69-72, 1998.

WILCOVE, David S.; MCLELLAN, Charles H.; DOBSON, Aandrew P. **Habitat fragmentation in the temperate zone**. Conservation Biology, v. 6, p. 237-256, 1986.

WOLFE, Benjamin E. *et al.* **Spatial heterogeneity in mycorrhizal populations and communities: scales and mechanisms**. Mycorrhizas-Functional Processes and Ecological Impact, p. 167-185, 2009.

YU, Huan *et al.* **Landscape ecology development supported by geospatial technologies: A review**. Ecological Informatics, v. 51, p. 185-192, 2019.

ZHU, Xingfang. **Diversidade de abelhas nativas em gradientes de cobertura e heterogeneidade da paisagem**. Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, p. 46. 2015.

8. MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 3. Lista da presença e ausência das espécies por ponto amostral (sendo 0, ausência e 1, presença).

Pontos amostrais	23	25	45	46	53	59	87	96	150	152	154	155	157	189	194
<i>Acaulaspora koskei</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ambispora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Claroideoglossum etunicatum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dentiscutata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhizophagus clarus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Scutellospora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Morfoespecie 1	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Morfoespecie 2	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1
Morfoespecie 3	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0
Morfoespecie 4	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0

Morfoespecie 5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Morfoespecie 6	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Morfoespecie 7	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Morfoespecie 8	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Morfoespecie 9	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Morfoespecie 10	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Morfoespecie 11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Morfoespecie 12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Morfoespecie 13	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Morfoespecie 14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Morfoespecie 15	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Morfoespecie 16	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0

Fonte: Elaborado pela autora