UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE MICOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE FUNGOS

JAILMA ALVES DA SILVA

ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM ESTÁGIOS DE SUCESSÃO VEGETAL NA MATA ATLÂNTICA

Recife
2022

JAILMA ALVES DA SILVA

ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM ESTÁGIOS DE SUCESSÃO VEGETAL NA MATA ATLÂNTICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia de Fungos. Área de concentração: Micologia Básica.

Orientadora: Dra. Leonor Costa Maia

Coorientadora: Dra. Daniele Magna Azevedo de Assis Araújo

Recife

2022

Catalogação na Fonte:
Bibliotecária Natália Nascimento, CRB4/1743

Silva, Jailma Alves da.
Estrutura de comunidades de fungos micorrízicos arbusculares em estágios de sucessão vegetal na mata atlântica. / Jailma Alves da Silva. – 2022.

72 f. : il., fig.; tab.

Orientadora: Leonor Costa Maia.
Coorientadora: Daniele Magna Azevedo de Assis Araújo.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-graduação em Biologia de fungos, 2022.
Inclui referências.

1. Comunidads de FMA. 2. Floresta tropical. 3. Glomeromycota. I. Maia, Leonor Costa. (orient.).
II. Araújo, Daniele Magna Azevedo de Assis. III. Título.

587 CDD (22.ed.) UFPE/CB – 2023-088

JAILMA ALVES DA SILVA

ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM ESTÁGIOS DE SUCESSÃO VEGETAL NA MATA ATLÂNTICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Biologia de Fungos.

Aprovada em: 30/11/22

BANCA EXAMINADORA

_____

Profº. Dra. Leonor Costa Maia (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

_____

Dra. Danielle Karla Alves da Silva
Universidade Federal de Pernambuco

_____

Profº. Dra. Adriana Mayumi Yano de Melo
Universidade Federal do Vale do São Francisco

AGRADECIMENTOS

Sem dúvida nenhuma, a melhor parte de escrever uma dissertação é agradecer a cada pessoa que contribuiu para a finalização deste trabalho.

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por ter me dado a oportunidade de viver mais essa etapa e conseguir trabalhar com a área que tanto me identifico desde a graduação.

Agradeço ao meu pai, Gilmar Paulino da Silva, por todo o cuidado e companheirismo.

Tenho uma enorme gratidão à minha orientadora, Leonor Costa Maia, por todos os ensinamentos e suporte em todas as etapas desse trabalho e trajetória acadêmica.

À minha coorientadora Daniele Magna por todo o apoio, disponibilidade em corrigir o trabalho e dar ideias maravilhosas, além da amizade e carinho nessa etapa.

A José Hilton, companheiro de Laboratório, que sempre esteve disponível para ajudar em todas as fases do estudo e também pela amizade e pela força para a conclusão desse trabalho.

Agradeço a todas as pessoas que fazem parte do Laboratório de Micorriza e enchem esse lugar de conhecimento, além dos vários momentos alegres compartilhados.

Agradeço por toda a ajuda de Daniele Karla na parte de taxonomia e também a Larissa Vieira por todo o apoio e amizade durante o trabalho e outros momentos importantes.

Para a realização da coleta de solo, fase crucial do trabalho, agradeço a Marcos, guia do Parque Dois Irmãos, sem o qual não conseguiríamos chegar aos locais do estudo com mais facilidade, e aos amigos do Laboratório: Inácio, Daniele Magna, José Hilton, André e Alba.

Agradeço aos colegas de sala de aula por contribuírem de modo que todos os momentos difíceis fossem superados com mais alegria e leveza.

Agradeço também aos meus amigos Roberto Mendes, Viviane Alves e João Paulo por todos os momentos de apoio em cada etapa do trabalho, pessoas que eu posso sempre contar.

Agradeço às amigas mais próximas da pós graduação: Mayara Correia, Vitória Santiago, Marília Pereira e Victória Souza que tornaram as aulas mais alegres, os seminários mais tranquilos e por todos nossos momentos e conversas.

Agradeço à FACEPE por ter possibilitado a realização da pesquisa e ao Programa de Biologia de Fungos da UFPE.

Enfim, cada pessoa aqui citada tem um espaço especial no meu coração e faz parte desse momento tão importante na minha vida.

A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém ainda pensou sobre aquilo que todo mundo vê.

(Arthur Schopenhauer, 1851)

RESUMO

Composta por diversas formações florestais e ecossistemas associados, a Mata Atlântica compreende cerca de 32 milhões de ha de áreas naturais, proporcionando inúmeros serviços ecossistêmicos. Porém, o desmatamento vem reduzindo a floresta a pequenos fragmentos que levam à perda de biodiversidade. Atualmente, paisagens florestais secundárias são prevalentes no mundo e surgem após uma área ter sofrer alguma perturbação de origem natural ou humana. Como resposta, ocorre substituição progressiva das espécies vegetais ao longo do tempo, caracterizando uma sucessão ecológica. Os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) formam associação mutualística com as plantas e contribuindo para o avanço sucessional nos ecossistemas, pelo maior aporte nutricional aos hospedeiros e benefícios à estrutura do solo. Considerando o papel dos FMA na manutenção das comunidades vegetais e ecossistemas, objetivou-se determinar: estrutura, diversidade, composição e fatores estruturadores das comunidades de FMA em áreas de sucessão na Mata Atlântica, testando as seguintes hipóteses: (1) áreas de floresta madura têm maior diversidade de espécies de FMA do que as de sucessão inicial; (2) nessas áreas iniciais há maior abundância de FMA com estratégia de vida ruderal, em comparação com áreas em estágio mais avançado de sucessão. Amostras de solo e raízes foram coletadas em três áreas (floresta madura, florestas secundárias: inicial e tardia) sendo três subáreas para cada estágio de sucessão. Em cada subárea foi estabelecido um grid de 30x30 m, e coletadas cinco amostras simples de solo rizosférico, totalizando 45 unidades amostrais. Foram identificados 38 táxons de FMA em amostras de campo e mais três em culturas armadilha, distribuídas em 10 famílias e 15 gêneros, com maior riqueza de táxons de *Acaulospora* e *Glomus*. Foi acessada 70% da riqueza de espécies de FMA com base no estimador de riqueza Jackknife 1. Registraram-se maiores taxas de colonização radicular e de glomerosporos nas áreas de floresta secundária inicial. Com base no índice de Shannon a diversidade de espécies de FMA diferiu apenas entre as áreas de floresta secundária inicial e tardia. Os principais fatores influenciando a distribuição das comunidades de FMA foram: areia grossa, areia fina, silte, alumínio, fósforo, sódio, pH e saturação por bases. Maior número de espécies exclusivas foi registrado nas áreas maduras, que teve três espécies de FMA indicadoras. A formação acaulosporoide foi indicador das áreas de floresta madura e secundária inicial. A distribuição das comunidades de FMA foi influenciada pelos diferentes estágios sucessionais e por diversos atributos do solo.

Palavras-chave: Comunidades de FMA. Floresta Tropical. Glomeromycota.

ABSTRACT

Comprised of several forest formations and associated ecosystems the Atlantic Forest covers about 32 million ha of natural areas, providing numerous ecosystem services. However, deforestation has been reducing the forest and transforming these places into small patches of vegetation, consequently leading to the loss of biodiversity. Currently, secondary forest landscapes are prevalent in the world and arise after a certain area has suffered a disturbance of natural or human origin. In response, in nature, there is a progressive replacement of plant species over time and in the same place, thus characterizing an ecological succession. Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) form an essential mutualistic association for plants and are important agents for successional advancement in ecosystems, providing greater nutritional support to hosts, in addition to benefits for soil structure. Considering the role of these microorganisms in the maintenance of plant communities and stability of terrestrial ecosystems, the objective of this study was to determine: structure, diversity, composition and structuring factors of AMF communities in succession areas in the Atlantic Forest. The following hypotheses were tested: (1) areas of mature forest have greater diversity of AMF species than areas of initial succession; (2) in areas in initial succession there is a greater abundance of AMF propagules that have a ruderal life strategy, compared to areas in a more advanced stage of succession. Soil and root samples were collected in three areas (mature forest, early secondary forest and late secondary forest) with three sub-areas for each stage of succession. In each subarea, a 30x30 m grid was established, and five simple samples of rhizospheric soil were collected, totalling 45 sampling units. In total, 38 AMF taxa were identified in field samples and three more in trap cultures, distributed in 10 families and 15 genera, with greater richness of *Acaulospora* and *Glomus* taxa. It was possible to access 70% of the AMF species richness based on the Jackknife 1 richness estimator. Higher rates of root colonization and number of glomerospores were recorded in the areas of early secondary forest. Based on the Shannon index, AMF species diversity differed only between early and late secondary forest areas. The main factors that influenced the distribution of AMF communities were: coarse sand, silt, fine sand, aluminium, phosphorus, sodium, pH and base saturation. The highest number of exclusive species was recorded in mature areas and three AMF species were indicators of these locations. The type of acaulosporoid formation was an indicator of areas of mature and early secondary forest. The distribution of AMF communities was influenced by different successional stages and by different soil attributes.

Keywords: AMF communities, Tropical Forest, Glomeromycota

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Área de abrangência da Mata Atlântica brasileira	15
Figura 2 –	Número de glomerosporos em amostras de solo coletados em floresta secundária inicial (FSI), floresta secundária tardia (FST) e floresta madura (FM) no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.	34
Figura 3 –	Representatividade dos gêneros de FMA em áreas de floresta secundária inicial, floresta secundária tardia e floresta madura no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.	36
Figura 4 –	Representação da riqueza de táxons de FMA exclusivos e compartilhados em áreas com diferentes estágios sucessionais: floresta madura (FM), floresta secundária tardia (FST) e floresta secundária inicial (FSI) no Parque Dois Irmãos, PE.	39
Figura 5 –	Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em amostras de solo coletadas em floresta secundária inicial (FSI), floresta secundária tardia (FST) e floresta madura (FM) no Parque Estadual de Dois Irmãos, PE.	40
Figura 6 –	Curva de acumulação de espécies de FMA em áreas de floresta secundária inicial (FSI), floresta secundária tardia (FST) e floresta madura (FM) no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.	41
Figura 7 –	Análise de redundância (RDA) em áreas de floresta madura, floresta secundária tardia e floresta secundária inicial no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Colonização micorrízica por arbúsculos, vesículas, hifas, esporos e total em fragmentos de raízes em floresta secundária inicial (FSI), floresta secundária tardia (FST) e floresta madura (FM) no Parque Estadual Dois Irmãos, PE	33
Tabela 2 –	Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO*) de espécies de fungos micorrízicos arbusculares em áreas de floresta secundária inicial (FMI), floresta secundária tardia (FST) e floresta madura (FM) no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.	37
Tabela 3 –	Espécies de FMA indicadoras em áreas de floresta secundária inicial (FSI), floresta secundária tardia (FST) e floresta madura (FM) no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.	41

SUMÁRIO

1	**INTRODUÇÃO**	11
2	**FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**	14
2.1	MATA ATLÂNTICA	14
2.2	SUCESSÃO VEGETAL	16
2.3	MICORRIZAS	18
2.4	FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA)	19
2.5	FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA) NA MATA ATLÂNTICA	23
2.6	FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES E SUCESSÃO VEGETAL	25
2.7	UNIDADES DE CONSERVAÇÃO (UCS)	27
2.8	PARQUE DOIS IRMÃOS (PEDI)	28
3	**MATERIAL E MÉTODOS**	30
3.1	ÁREAS DE ESTUDO	30
3.2	AMOSTRAGEM	30
3.3	PREPARO DAS CULTURAS ARMADILHA	30
3.4	EXTRAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE GLOMEROSPOROS E IDENTIFICAÇÃO DE ESPÉCIES DE FMA	31
3.5	ANÁLISE DA COLONIZAÇÃO MICORRÍZICA	31
3.6	ANÁLISE DE DADOS	31
4	**RESULTADOS**	33
5	**DISCUSSÃO**	44
6	**CONCLUSÕES**	54
	REFERÊNCIAS	55

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica, constituída por diversas formações florestais e ecossistemas associados, abrange 32 milhões de hectares de área natural (REZENDE *et al*., 2018), fornecendo incontáveis serviços ambientais, disponíveis para toda a população, tais como o equilíbrio climático, estabilidade dos solos e a provisão de água (MMA, 2010). Ademais, constitui habitat natural para inúmeras espécies da fauna e da flora, apresentando grande riqueza biológica, com alto grau de endemismo (MYERS *et al*., 2000). Os fungos também estão bem representados neste bioma, com o registro de aproximadamente 3.241 espécies (FLORA DO BRASIL, 2020), desempenhando importantes serviços ecossistêmicos. Porém, grande parte dessa diversidade biológica vem sendo perdida, mesmo antes de se conhecer sua importância ecológica ou econômica (ALMEIDA, 2016). A Mata Atlântica sofre constantemente o efeito de práticas antrópicas, sobretudo o desmatamento, que vem reduzindo a floresta a pequenas manchas de vegetação (MMA, 2010). Esses fragmentos se tornam mais vulneráveis à perda de biodiversidade, evidenciando a necessidade de estudos para conhecer e proteger todas as espécies, essenciais para a manutenção desses ambientes.

Assim como observado na Mata Atlântica, as paisagens florestais secundárias estão prevalecendo nas florestas tropicais em todo o mundo (LUGO, 2009). A vegetação secundária surge após determinada área ter sofrido uma perturbação, natural ou humana, a exemplo de uma área abandonada após sua utilização na agricultura (ALVINO; DA SILVA; RAYOL, 2005). Como resposta às ações antrópicas ou eventos naturais, ocorre na natureza substituição progressiva das espécies vegetais ao longo do tempo e no mesmo local, caracterizando assim uma sucessão ecológica (GANDOLFI; RODRIGUES; MARTINS, 2007). Essa sucessão de espécies pode ser classificada como: estágio inicial, apresentando fisionomia herbáceo/arbustiva de porte baixo, diversidade variável com poucas espécies arbóreas, ausência de sub-bosque e presença de muitas espécies pioneiras; estágio intermediário, com fisionomia arbórea e/ou arbustiva predominando sobre a herbácea e maior diversidade de espécies lenhosas em relação ao estágio primário; estágio tardio, com fisionomia arbórea dominando sobre as demais, formando um dossel fechado (CONAMA, 2007) com espécies que se desenvolvem em condições de sombra leve ou intensa, permanecendo toda a vida ou até alcançar o dossel florestal (GANDOLFI; LEITÃO; BEZERRA, 1995).

Por proporcionarem maior aporte nutricional para as espécies vegetais, sobretudo as pioneiras, os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) são importantes agentes para o avanço

da sucessão vegetal nos ecossistemas (ZANGARO *et al*., 2007). Representantes essenciais da microbiota do solo, os FMA formam uma associação simbiótica mutualista com a maioria das espécies vegetais e, como biotróficos obrigatórios, necessitam da planta para completar seu ciclo de vida (SMITH; READ, 2008).

Os FMA, classificados no filo Glomeromycota (WIJAYAWARDENE *et al*., 2022), possibilitam aumento na área de assimilação de nutrientes pelas plantas, principalmente os nutrientes minerais com pouca mobilidade no solo e de extrema importância, como P, Cu e Zn (SMITH; READ, 2008). Além dos benefícios nutricionais, esses microrganismos proporcionam maior tolerância a estresses abióticos e bióticos (GIANINAZZI; GOLLOTTE; BINET, 2010), como o estresse hídrico (FROSI *et al*., 2016) e o salino (YANO-MELO; TRUFEM; MAIA, 2003), auxiliando também na ciclagem de nutrientes (VAN DER HEIJDEN *et al*., 2015).

Para adequação a condições ambientais diversas os FMA apresentam diferentes estratégias de sobrevivência, sendo classificados por Chagnon et al. (2013) como: competidores, estresse tolerantes ou ruderais (C-S-R). Os competidores, representados por membros de Gigasporaceae (*sensu lato*), investem em maior crescimento micelial para exploração do solo, apresentam produção de glomerosporos mais reduzida e requerem maior teor de carbono de seus hospedeiros vegetais As espécies estresse tolerantes apresentam baixa taxa de crescimento, micélio com alta resistência, suportando os estresses abióticos, como acidez e baixa temperatura, e são representadas por membros de Acaulosporaceae; os ruderais apresentam alta taxa de crescimento, habilidade na regeneração de hifas fragmentadas, investindo precocemente na produção de glomerosporos, como ocorre com espécies de Glomeraceae (CHAGNON *et al*., 2013).

Além das distintas estratégias de vida, essas famílias de fungos apresentam diferentes formas de colonizar as raízes, com Acaulosporaceae e Glomeraceae dispondo de micélios altamente infectivos, colonizando rapidamente as raízes, enquanto Gigasporaceae apresenta micélios melhor estruturados e coloniza mais lentamente seus hospedeiros vegetais (HART; READER, 2002).

Em estudo sobre sucessão vegetal foi demonstrado que a especificidade na resposta aos FMA pode ser importante na dinâmica das comunidades de plantas, sobretudo para as espécies de sucessão tardia, que demonstraram ser mais sensíveis a esses fungos do que as pioneiras (KOZIOL; BEVER, 2016). de León et al. (2016) indicaram que em estágios iniciais de sucessão predominam FMA com características ruderais, colonizando eficientemente esses ambientes mais hostis.

Em áreas com diferentes estágios de sucessão na Mata Atlântica foi demonstrado que a modificação da vegetação pode alterar a riqueza e a diversidade de espécies de FMA (SILVA *et al*., 2015; 2016). A densidade de glomerosporos (ZANGARO *et al*. 2013) e a colonização micorrízica também são influenciados pelo estágio sucessional (ZANGARO; BONONI; TRUFEM, 2000; AIDAR; CARRENHO; JOLY, 2004) e, como indicado por Pereira et al. (2018), a vegetação e as características do solo são importantes influenciadores das comunidades de FMA no bioma mencionado.

Considerando o papel significativo dos FMA nos ecossistemas terrestres, exercendo grande influência na estabilidade dos ambientes sucessionais, foram testadas as seguintes hipóteses: (1) áreas de floresta madura possuem maior diversidade de espécies de FMA do que áreas de sucessão inicial, que apresentam menor diversidade vegetal e são bastante afetadas por fatores abióticos; (2) nas áreas em sucessão inicial há maior abundância de propágulos de FMA que possuem estratégia de vida ruderal, caracterizada por alta produção de glomerosporos, em comparação com áreas em estágio mais avançado de sucessão. Nesse contexto, os objetivos deste estudo foram determinar a estrutura, diversidade, composição e fatores estruturadores das comunidades de FMA em áreas sucessionais de Mata Atlântica. As informações colhidas são importantes como subsídio para definição de estratégias de restauração eficientes em áreas de Floresta Atlântica.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 MATA ATLÂNTICA

As florestas tropicais representam um importante repositório da diversidade biológica no mundo (AYRES *et al*., 2005), abrigando entre 70% e 90% das espécies de plantas, e estão entre os biomas mais ameaçados do mundo (MITTERMEIER *et al*., 2005). São áreas afetadas por ações antropogênicas locais, incluindo as mudanças da cobertura do solo, extração de madeira, caça, introdução de espécies invasoras e efeitos globais como as mudanças na atmosfera e no clima, consequências, em grande parte, do consumo dos combustíveis fósseis (WRIGHT, 2005).

Considerada a segunda maior floresta tropical pluvial do continente americano (LIMA *et al*., 2018), a Mata Atlântica se estende de 4° a 32° S e é extremamente heterogênea em composição, cobrindo uma ampla gama de faixas climáticas e formações vegetais, de tropicais a subtropicais (TABARELLI *et al*., 2005). As formações florestais que integram esse bioma têm paisagens diversificadas (Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, também denominada Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila aberta; Floresta Estacional Semidecidual; e Floresta Estacional Decidual), integrando também ecossistemas associados (Manguezais, vegetação de Restinga, Campos de Altitude, Brejos Interioranos e Encraves Florestais do Nordeste) (MMA, 2020).

A Mata Atlântica se distribui ao longo da costa brasileira, do estado do Piauí até o Rio Grande do Sul (COSTA; GUERRA, 2012). A importância de suas extensões florestais representa para 72% da população brasileira o fornecimento de inúmeros serviços essenciais, como abastecimento de água, equilíbrio climático, qualidade do solo, geração de energia, produção de alimentos e cosméticos (SOS MATA ATLÂNTICA, 2020), polinização, controle de pragas e regulação da erosão. Além disso, muitas cidades são cercadas pelos remanescentes de floresta, utilizados como áreas para recreação (RIBEIRO *et al*., 2011), por meio do uso de parques ou florestas urbanas (JOLY *et al*., 2014).

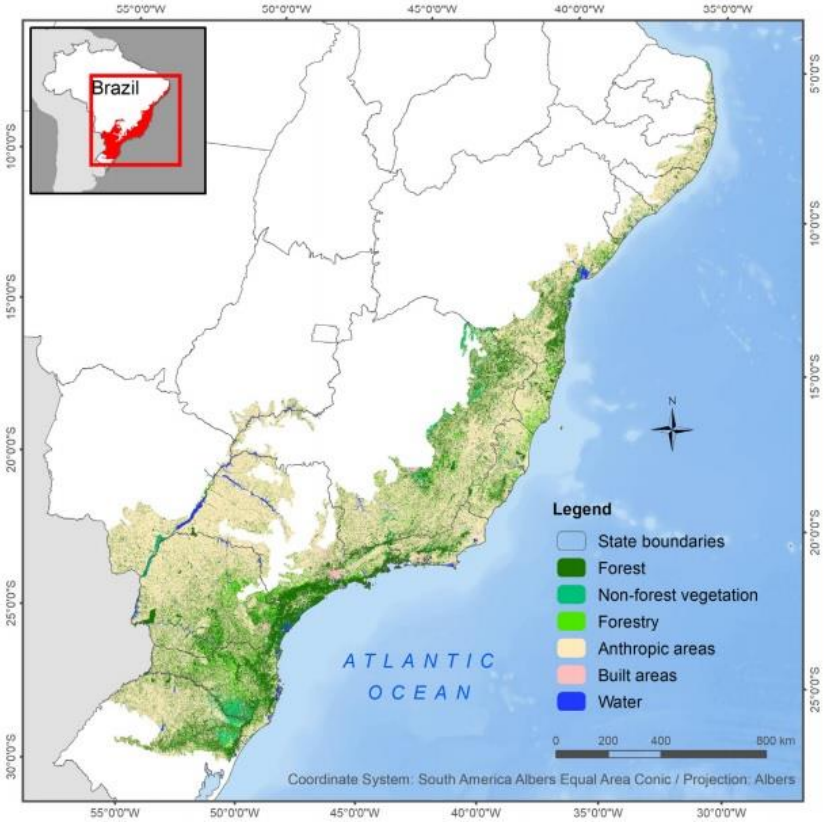
Diante do valor inestimável dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela Mata Atlântica, em 1988 o bioma foi reconhecido como Patrimônio Nacional pela Constituição Federal; no entanto, apenas no ano de 2006 uma lei foi criada para proteger efetivamente a floresta (SOS MATA ATLÂNTICA, 2022). A Lei 11.428/2006 apresenta os direitos e deveres dos cidadãos e órgãos públicos na exploração consciente dos recursos naturais do bioma (RBMA, 2007). A manutenção dos remanescentes de Mata Atlântica e conservação da biodiversidade dessas áreas

é importante para o desenvolvimento sustentável, protegendo os recursos naturais e garantindo serviços ecossistêmicos, além de melhorar a qualidade de vida da população (RBMA, 2012).

Uma das maiores florestas tropicais do planeta, a Mata Atlântica foi o primeiro bioma a ser explorado durante a colonização europeia no Brasil (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). Toda a biodiversidade presente nesse bioma, com alta quantidade de espécies endêmicas, experimentou uma grande perda de habitat (RIBEIRO *et al*., 2011) pela ocupação das áreas costeiras e a exploração, primeiramente, do pau brasil e ciclos posteriores, do ouro, da cana-de-açúcar e do café, além da expansão da população humana, contribuindo para redução da vegetação natural (SOS MATA ATLÂNTICA, 2008).

Na época da colonização do país, a Mata Atlântica cobria 15% do território brasileiro, correspondendo aproximadamente a 1.296.446 Km^2 (MMA, 2010). Com o elevado aumento das pressões antrópicas, essa cobertura foi reduzida para 12,4% da sua extensão territorial, dos quais 80% estão em áreas privadas (SOS MATA ATLÂNTICA, 2021) (Figura 1).

Figura 1. Área de abrangência da Mata Atlântica brasileira.



Fonte: Rezende et al. (2018).

Segundo o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica (SOS Mata Atlântica, 2019), 80% dos fragmentos que restam são menores que 50 hectares. Mas apesar da intensa

fragmentação e degradação, esses remanescentes, compostos em grande parte por vegetação secundária, desempenham papel fundamental, servindo como habitat para a fauna e a flora que compõem a diversidade do bioma (PACTO MATA ATLÂNTICA, 2018).

A Mata Atlântica nordestina se estende pelos estados da Bahia, Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí, abrigando formações pioneiras, porções de floresta ombrófila densa e aberta, floresta estacional semidecidual e decidual (TABARELLI *et al*., 2006). Essa região se destaca como uma das mais degradadas (COSTA; GUERRA, 2012), restando atualmente apenas 2% da Mata original e ecossistemas associados (MOURA *et al*., 2020). As ações antrópicas nessa região têm gerado graves consequências, com a redução da diversidade vegetal, substituição das espécies nativas por espécies exóticas, e levando à homogeneização biótica (LÔBO *et al*., 2011). A maioria dos remanescentes foi convertida em áreas agrícolas, com grande parte dos fragmentos circundados por plantações de cana-de-açúcar (LÔBO *et al*., 2011).

Em Pernambuco, a Mata Atlântica representava 18,16% do território brasileiro (MMA, 2010), entretanto suas paisagens foram alteradas principalmente devido ao cultivo de cana-de-açúcar (TRINDADE *et al*., 2008). Como resultado dessas atividades econômicas restam cerca de 12% de remanescentes florestais no Estado (SOS MATA ATLÂNTICA, 2021), caracterizados como áreas descontínuas e geralmente próximas aos centros urbanos ou industriais (MOURA *et al*., 2020). Mesmo reduzidos e muito fragmentados, esses locais ainda abrigam grande diversidade vegetal (MMA, 2007), com grande representatividade das famílias Fabaceae, Melastomataceae, Myrtaceae e Mimosaceae (LIMA *et al*., 2018; OLIVEIRA *et al*., 2011).

Dados de 2018 mostram que cerca de 17,3 milhões de hectares de Mata Atlântica são protegidos por Unidades de Conservação nas três esferas político-administrativas (federal, estadual e municipal) (SCHINCARIOL, 2018). Essas UCs são fundamentais para redução das taxas de desmatamento e restauração das áreas degradadas (INPE, 2018), sendo necessária também a participação de toda a sociedade em defesa desse patrimônio natural.

2.2. SUCESSÃO VEGETAL

A formação das comunidades vegetais acontece gradualmente na natureza, devido às transformações na sua composição e estrutura. Essas mudanças não se resumem apenas à fisionomia ou às espécies vegetais presentes, mas alteram todo o ecossistema; graduais, são

denominadas sucessão ecológica (GANDOLFI; RODRIGUES; MARTINS, 2007) e podem ser divididas em dois tipos, primária e secundária.

A sucessão primária é caracterizada como um processo ecológico no qual acontece o desenvolvimento da vegetação em uma área que nunca foi ocupada por uma comunidade vegetal, como por exemplo, uma rocha recém exposta (KIKVIDZE *et al.*, 2010). Por sua vez, a sucessão secundária se caracteriza por ser uma mudança direcional de longo prazo na composição da comunidade vegetal após uma perturbação, geralmente em escala espacial ampla (>1 ha) (CHAZDON, 2008). Portanto, tanto os fatores naturais como antrópicos são capazes de modificar a dinâmica da vegetação e promover o processo de sucessão secundária nos locais, como a abertura de clareiras naturais provocada por queda de árvores, deslizamento de terra, atividades vulcânicas, ataque de insetos, cultivos abandonados, incêndios, derrubada de árvores, entre outros (OLIVEIRA; SILVA JÚNIOR, 2011).

Nas florestas primárias tropicais encontra-se elevada riqueza de espécies (CHAZDON, 2012) e as florestas secundárias também abrigam elevada biodiversidade, como indicado em estudo realizado na Mata Atlântica por Siminski et al. (2011), os quais demonstraram que os padrões de diversidade encontrados em áreas com diferentes idades sucessionais foram semelhantes, porém a composição vegetal variou ao longo da sucessão. A sucessão das espécies vegetais e a duração das fases sucessionais podem diferir entre as florestas tropicais, a depender dos distúrbios ocorridos nos locais e do potencial de colonização das espécies (CHAZDON, 2008). Esse processo é influenciado pelas características das espécies, interação entre plantas ou entre plantas e animais e com os fatores abióticos (PINTO *et al*, 2018).

Nos primeiros anos de sucessão as espécies vegetais apresentam alta requisição de luz, ambientes abertos e exibem alta taxa de crescimento, enquanto as espécies tardias são tolerantes à sombra e apresentam crescimento mais lento (KHURANA; SINGH, 2006). Portanto, esses grupos sucessionais apresentam exigências e características biológicas diferenciadas. Nos estágios iniciais de regeneração, predominam fisionomias herbáceo/arbustivas de porte baixo, com altura máxima de cinco metros, podendo ocorrer árvores adultas remanescentes, espécies lenhosas, e epífitas, quando existentes, são representadas por líquens, briófitas, pteridófitas e bromeliáceas, com diversidade reduzida; trepadeiras, quando presentes, são geralmente herbáceas ou lenhosas (CONAMA, 2007).

As espécies vegetais pioneiras produzem grande número de sementes, dispersas por animais, e necessitam de luz para germinarem; apresentam crescimento rápido e vigoroso da planta, mas geralmente apresentam ciclo de vida curto (RODRIGUES *et al.*, 2009). Constituem comunidades com alta densidade populacional, menor altura do dossel, predomínio de espécies

generalistas e de distribuição mais ampla se comparado com os estágios mais avançados (FINEGAN; DELGADO, 2000).

Nos estágios médios de regeneração prevalecem fisionomias arbóreas e/ou arbustivas sobre a herbácea, podendo constituir estratos diferenciados com altura de cinco a 15 metros; a cobertura arbórea é fechada e podem ocorrer epífitas vasculares com maior número de indivíduos e espécies em relação ao estágio inicial; trepadeiras, quando presentes, são predominantemente lenhosas; espécies lenhosas apresentam maior diversidade em relação ao estágio inicial (CONAMA, 2007).

As florestas maduras são áreas relativamente estáveis, referidas como florestas no estágio sucessional tardio (CHAZDON, 2012). Nos estágios avançados de regeneração a fisionomia arbórea domina sobre as demais, com dossel fechado e copas superiores horizontalmente amplas; epífitas ocorrem com grande número de espécies (CONAMA, 2007). Nessas florestas há menor produção de sementes, crescimento mais lento, e desenvolvimento das plantas preferencialmente à sombra; estas apresentam ciclo de vida longo, constituindo comunidades com maior diversidade de espécies e menor densidade populacional (RODRIGUES *et al.*, 2009).

Nascimento et al. (2014) investigaram a composição e a estrutura vegetal em uma cronossequência com 12, 20 e 50 anos, em um remanescente de Mata Atlântica em Pernambuco. Esses autores observaram que a riqueza e a diversidade de espécies aumentaram significativamente com a idade da floresta, com poucas espécies compartilhadas, indicando que a composição da vegetação é um dos últimos componentes a se restabelecer durante o processo de sucessão. As florestas secundárias fornecem serviços ambientais essenciais, como a proteção dos sistemas aquáticos, sequestro e conservação dos estoques de carbono para amenizar as mudanças climáticas e manutenção dos processos de polinização (VIEIRA; GARDNER, 2012), constituindo um importante reservatório de biodiversidade em paisagens modificadas pelo homem (RODRIGUES *et al.*, 2011).

2.3 MICORRIZAS

O solo constitui um recurso natural fundamental para o funcionamento dos ecossistemas terrestres e apresenta atributos físicos, químicos e biológicos (DE ARAÚJO; MONTEIRO, 2007); nesse ecossistema, os microrganismos desempenham funções essenciais na sua formação e na ciclagem dos nutrientes (ELLOUZE *et al.*, 2014).

Nos sistemas biológicos envolvendo planta-fungo, destaca-se uma simbiose mutualística essencial, denominada micorriza (do grego ‘mykes’ = fungo e ‘rhiza’= raiz), descrita pelo pesquisador alemão Albert Frank (SMITH; READ, 2008). Atualmente são reconhecidos quatro tipos principais de micorrizas: Arbusculares, Ectomicorrizas, Ericóides e Orquidóides (BRUNDRETT; TEDERSOO, 2018), classificadas segundo o grupo de fungos associados, os hospedeiros vegetais e os padrões de morfologia radicular (PETERSON, 2004).

As micorrizas Orquidóides são limitadas a espécies de Orchidaceae, que são totalmente dependentes dos fungos para o desenvolvimento das mudas e nutrição das plantas adultas. Os fungos, do grupo dos Basidiomycota, produzem pelotões de hifas dentro das células vegetais (BRUNDRETT; TEDERSOO, 2018). As micorrizas Ericóides se limitam a membros da família Ericaceae, que se associam com fungos do grupo dos Ascomycota e Basidiomycota os quais colonizam as células epidérmicas isoladamente, produzindo enovelamentos densos e entrelaçados de hifas (BRUNDRETT; TEDERSOO, 2018). Nas ectomicorrizas, associação formada entre Ascomycota e Basidiomycota com representantes de Gimnospermas e Angiospermas, as hifas não penetram nas células do córtex radicular, crescendo entre e ao redor das células e formando o que se denomina Rede de “Hartig”; além disso, envolvem a raiz de modo a formar um manto fúngico (SAGGIN JÚNIOR *et al*., 2006).

As micorrizas arbusculares, formadas por fungos do grupo Glomeromycota com a maioria das plantas, têm ocorrência cosmopolita, distribuindo-se nos mais diversos ecossistemas terrestres (PETERSON, 2004). Esse tipo de micorriza é reconhecido pela presença de arbúsculos formados pelo fungo no interior de células do córtex vegetal (BRUNDRETT; TEDERSOO, 2018). Em estudo com fósseis de estruturas fúngicas, Redecker et al. (2000) evidenciaram que a simbiose micorrízica arbuscular surgiu com o aparecimento das primeiras plantas terrestres (BONFANTE; GENRE, 2010), representadas inicialmente por espécies avasculares (RIMINGTON *et al*., 2018).

2.4 FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA)

Os FMA são simbiontes obrigatórios, ou seja, totalmente dependentes da simbiose com plantas compatíveis para finalizar o seu ciclo de vida, o que dificulta os estudos sobre sua biologia e ecologia (SMITH; READ, 2008). A colonização micorrízica arbuscular é marcada pela produção de compostos por parte das raízes que são capazes de estimular a ramificação e direcionamento das hifas dos FMA. Ao encontrar uma planta hospedeira, o fungo produz apressórios, com os quais se fixa à superfície da raiz, o que possibilita a penetração de hifas que

proliferam no córtex radicular e se diferenciam em arbúsculos, estruturas essenciais para a simbiose (LAMBAIS; RAMOS, 2010). Essas estruturas especializadas são formadas aproximadamente dois dias após a infecção, se localizam dentro das células corticais da raiz , atuam como o principal sítio de troca de nutrientes entre o hospedeiro vegetal e o fungo e começam a colapsar após poucos dias, havendo sempre a formação de novos arbúsculos para a continuidade da associação (VALADARES *et al.*, 2016).

Outras estruturas, ricas em lipídeos e denominadas vesículas, também são formadas intercelularmente e intracelularmente por alguns grupos de FMA se desenvolvendo após a formação dos arbúsculos e mesmo após a senescência destes (SMITH; READ, 2008).

Células auxiliares são estruturas de armazenamento produzidas por espécies de Gigasporaceae fora da raiz e provavelmente ajudam durante a formação e desenvolvimento dos glomerosporos (DE SOUZA; DECLERCK, 2003). Os FMA também produzem hifas dentro e fora das raízes que auxiliam na captura de nutrientes minerais para as plantas, por serem mais finas e longas que as raízes (BERBARA *et al*., 2006).

Os esporos de FMA, denominados glomerosporos (GOTO; MAIA, 2006), têm formação assexuada e constituem as principais unidades de sobrevivência e disseminação das espécies. Sempre unicelulares, apresentam características diversas em relação à forma (globosos, subglobosos, irregulares), cor (hialinos. amarelos, marrons ou negros) e estrutura da parede, que em geral é espessa e pode ser lisa ou ornamentada (MAIA *et al*., 2010); geralmente maiores que 50 µm, podem chegar a 1 mm em algumas espécies (EGAN *et al*., 2014). Os FMA eram tradicionalmente vistos como dispersores fracos em virtude dos glomerosporos serem relativamente grandes (DE LEÓN *et al*., 2016); no entanto, esses fungos também podem ser propagados por meio de hifas infectivas e raízes colonizadas. Além disso, vetores de dispersão tais como: água, vento, aves e animais também são capazes de disseminar os FMA nos mais variados ambientes (CARRENHO *et al*., 2001).

Atualmente são encontradas cerca de 350 espécies de FMA (www.mycobank.org). classificadas no filo Glomeromycota e distribuídas em três classes, cinco ordens: Archaeosporomycetes (Archaeosporales), Glomeromycetes (Diversisporales, Gigasporales e Glomerales) e Paraglomerales (Paraglomeromycetes) e 50 gêneros (WIJAYAWARDENE *et al*., 2022), que podem viver em associação com mais de 200.000 espécies vegetais (KIVLIN; HAWKES; TRESEDER, 2011).

Os FMA fornecem às plantas recursos hídricos e nutrientes minerais, sobretudo o fósforo (P), devido ao papel desempenhado pelas hifas fúngicas que funcionam como extensão radicular; em contrapartida, recebem fotoassimilados, carboidratos e lipídeos produzidos pelas

plantas (SMITH; READ, 2008; JIANG *et al*., 2017). Esses organismos, componentes chave da microbiota do solo (GIANINAZZI; GOLLOTTE; BINET, 2010), participam da ciclagem de nutrientes (HODJE *et al*., 2001), aumentam consideravelmente a biomassa das espécies vegetais (VAN DER HEIJDEN; WIEMKEN; SANDERS, 2003), são eficazes na recuperação de áreas degradadas, além de influenciar fortemente a diversidade das comunidades vegetais (VAN DER HEIDJEN *et al*., 1998).

Nos solos salinos desempenham o papel de minimizar as perdas de produção das plantas por meio do aumento da tolerância ao sal (ZHONG QUN *et al*., 2007); também aumentam a tolerância das plantas ao estresse hídrico (FROSI *et al*., 2016) à herbivoria (GEHING; BENNETT, 2009) e a patógenos do solo (BONFANTE; GENRE, 2010); em áreas com metais pesados são capazes de favorecer a nutrição das plantas hospedeiras (ANDRADE; DA SILVEIRA, 2008).

A atuação dos FMA ultrapassa os benefícios nutricionais às plantas. Ao produzirem glomalina, uma glicoproteína que apresenta propriedade cimentante, auxiliam a fixação das partículas do solo, favorecendo a formação de agregados estáveis (SOUSA *et al*., 2012). A glomalina desempenha a função de armazenamento de carbono do solo, oferecendo proteção física contra a degradação microbiana dentro dos agregados e em conjunto com as redes miceliais, a tem impacto positivo na estabilidade e qualidade edáfica (RILLIG; MUMMEY, 2006).

Os FMA apresentam diferentes estratégias de sobrevivência podendo, segundo Chagnon et al. (2013) ser considerados: competidores, estresse tolerantes ou ruderais (C-S-R). Os competidores reservam maiores quantidades de carbono para o crescimento micelial, investindo na exploração do solo e solubilização do fósforo (P). Nessa estratégia se enquadram as espécies de Gigasporaceae (sensu lato), que investem mais nas hifas extrarradicais e menos na reprodução. As espécies tolerantes são caracterizadas por se adaptarem melhor aos estresses abióticos do ambiente, como acidez e baixa temperatura; possuem micélio resistente e baixas taxas de crescimento; nesse grupo estão as espécies pertencentes à família Acaulosporaceae. As espécies ruderais, representadas pelos Glomerales, apresentam alta taxa de crescimento, investindo abundantemente em glomerosporos e possuem um mecanismo eficiente nas hifas que, quando são rompidas no ambiente, conseguem se reconectar novamente.

A identificação das espécies de Glomeromycota tem sido baseada na morfologia dos glomerosporos extraídos do solo, vindos diretamente do campo e de culturas armadilha (CÓRDOBA *et al*., 2002). Em geral, os caracteres morfológicos avaliados nos glomerosporos

são: ontogenia, dimensão, ornamentações, tipo e quantidade de paredes, presença de placa germinativa e outros caracteres (OEHL *et al.* 2009).

O uso de culturas armadilhas, que consiste em multiplicar os glomerosporos das amostras de campo, é útil para obtenção de propágulos em bom estado para a identificação morfológica, pois os esporos jovens facilitam a análise, já que possuem as estruturas necessárias para caracterizar as espécies (BEVER *et al*., 2001). Esta técnica ainda possibilita a identificação de espécies que não estavam esporulando nas amostras coletadas em campo (MERGULHÃO *et al*., 2009).

Nos últimos anos, técnicas moleculares também têm sido adotadas, possibilitando estudos filogenéticos mais eficientes para a identificação de novas espécies e enquadramento taxonômico de espécimes de FMA. Os estudos ecológicos de organismos não cultiváveis, como os FMA, se tornaram mais viáveis com a evolução dessas técnicas, baseadas nas moléculas de DNA e RNA (SALLES; SOUZA, 1998). A biologia molecular revolucionou a ecologia de FMA, por permitir identificá-los não só por esporos, mas também por meio de amostras de raízes (REDECKER *et al*., 2003), evidenciando a grande diversidade e aumentando a compreensão sobre a biologia e evolução das espécies do grupo (ROSENDAHL, 2008).

Apesar da importância das técnicas moleculares na obtenção de informações ecológicas e filogenéticas sobre os FMA, estas ainda são de difícil acesso, pelo maior custo e pela complexidade desse grupo de fungos (WETZEL *et al*., 2014). Estudos moleculares revelaram que frações de glomerosporos no solo detém maior diversidade de FMA em comparação com o registrado em raízes (JOHNSON *et al*., 2003; HEMPEL *et al*., 2007). A presença e a identificação de fungos na rizosfera ou no solo é o método mais comumente utilizado para estimar a abundância e a riqueza de FMA nas comunidades vegetais (STÜRMER; SIQUEIRA, 2011). Esses dois parâmetros são importantes para a obtenção de informações sobre a diversidade do grupo.

A riqueza de espécies é um componente da diversidade (SIMINSKI *et al*., 2011), representada pelo número total de espécies em uma área, enquanto a abundância é referente ao número de indivíduos de cada espécie (ODUM, 1986). Para complementar as informações da riqueza, é importante saber se o esforço amostral foi suficiente para representar a comunidade, utilizando a curva de acumulação ou curva do coletor (SCHILLING; BATISTA, 2008).

As comunidades de FMA têm sua distribuição e abundância afetadas, entre outros fatores, pelas comunidades vegetais (CHAGNON; BRADLEY; KLIRONOMOS, 2015); condições edáficas (VIEIRA *et al*., 2019); sazonalidade (FERREIRA *et al*., 2018) e diferentes usos do solo (SILVA *et al*., 2009; MOORA *et al*., 2014).

As espécies de FMA variam em relação à duração da dormência dos glomerosporos, condições para germinação e esporulação (BEVER *et al*., 2001), devido a diferenças fisiológicas dos próprios fungos e também pelas condições ambientais (REDECKER *et al*., 2003). Algumas espécies de FMA são afetadas pela sazonalidade, produzindo os esporos em diferentes épocas do ano (ZANGARO; MOREIRA, 2010). Em áreas de floresta secundária na Mata Atlântica, Aidar *et al*. (2004) mostraram o efeito da variação sazonal sobre os glomerosporos, com maior densidade na estação chuvosa do que na estação seca. Mas em geral, maior densidade de esporos é registrada no período seco, uma vez que representam estruturas de resistência dos FMA (DA SILVA *et al*., 2006).

Hospedeiros vegetais distintos propiciam ambientes diferenciais para a esporulação dos FMA (LOVELOCK; ANDERSEN; MORTON, 2003) e as práticas agrícolas podem afetar a densidade de glomerosporos, com alguns gêneros demonstrando ser mais sensíveis que outros a esses impactos antrópicos (BODDINGTON; DODD, 2000). Como exemplo, a elevada abundância de espécimes de *Scutellospora* em áreas cultivadas com milho nas camadas mais profundas do solo, visto que a perturbação é mais reduzida nesses locais (OEHL *et al*., 2004).

As variações sazonais são capazes de influenciar a produção de glomerosporos e a colonização das raízes (KOSKE *et al*., 2008). Essa influência na colonização tem relação com a época em que as plantas emitem mais raízes novas e finas, quando apresentam mais suscetibilidade para serem colonizadas (OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2010).

Em vista dos benefícios promovidos pelos FMA às comunidades vegetais, contribuindo com o maior crescimento e estabelecimento das espécies vegetais, é reconhecido o papel desses fungos na recuperação de áreas degradadas (MELLONI *et al*., 2003). Estudos sobre a diversidade e os fatores estruturadores das comunidades de FMA são essenciais para melhor entendimento da função exercida por esses microrganismos na estabilidade dos ecossistemas (CAPRONI *et al*., 2003).

2.5 FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA) NA MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica detém altos níveis de biodiversidade de organismos (ZANGARO; MOREIRA, 2010), possuindo dentre os demais biomas do Brasil, a maior riqueza de FMA, com 153 espécies registradas (MAIA *et al*., 2020). Esses microrganismos possuem papel de destaque, principalmente na Mata Atlântica, ambiente constantemente afetado por diversos distúrbios antrópicos. Em geral os trabalhos em áreas sucessionais na Mata Atlântica mostram que a porcentagem de colonização e a abundância de glomerosporos diminuem conforme o

avanço sucessional, sendo menores, portanto, na floresta madura (MORALES-LONDOÑO *et al*., 2019; ZANGARO *et al*., 2012a, 2012b, 2013).

Segundo Zangaro et al. (2002), as espécies arbóreas encontradas nas fases sucessionais iniciais apresentam maior colonização micorrízica, o que proporciona aquisição mais rápida de nutrientes do solo. Por outro lado, a maior esporulação em áreas em regeneração, comparada com áreas maduras, pode ter relação com o estresse ambiental atuante nesses locais (RODRIGUES; DA SILVA; YANO-MELO, 2021).

Avaliando a composição das comunidades de FMA em seis áreas: Floresta secundária inicial, intermediária e tardia, pasto e duas áreas agrícolas, Silva et al. (2016) registraram 27 espécies de FMA, com maior riqueza nas áreas em regeneração inicial e maior diversidade na áreas de pastagem e agrícolas. Bonfim et al. (2013) evidenciaram maior diversidade e riqueza de espécies de FMA em uma área natural de Mata Atlântica, em comparação com áreas em diferentes estágios de regeneração. Em contraste, áreas em regeneração registraram maior diversidade de FMA em comparação com áreas naturais, assim como a composição das espécies também diferiu entre os locais (RODRIGUES; DA SILVA; YANO-MELO, 2021).

Em um estudo realizado na Mata Atlântica, em áreas com diferentes usos da terra, a riqueza e a diversidade de espécies de FMA foram maiores na área de rotação de culturas do que em área natural, demonstrando a importância da associação micorrízica para os fungos e seus hospedeiros suportarem os estresses ambientais nessas áreas antropizadas (PEREIRA *et al*., 2014). A comparação entre áreas naturais de proteção integral e de uso sustentável evidenciou maior diversidade de FMA nas áreas de proteção mais restrita, sendo as características da vegetação e do solo apontadas como os principais influenciadores da composição das comunidades nessas áreas (PEREIRA *et al*., 2018).

Trabalhos realizados em áreas degradadas no sul do Brasil mostram que a diversidade de espécies de FMA foi reduzida nesses ambientes, demostrando o efeito negativo dos processos da degradação para as comunidades de fungos (CARRENHO; DA COSTA, 2011; LIPPERT, 2012).

Estudos realizados em áreas naturais na Mata Atlântica possibilitaram a descrição de novas espécies de FMA para a ciência, como *Acaulospora reducta* (PEREIRA *et al*. 2015), *Acaulospora papillosa* (PEREIRA *et al*., 2016), *Orbispora pernambucana* (SILVA *et al*., 2008), *Dentiscutata colliculosa* (GOTO *et al*., 2010), *Racocetra tropicana* (GOTO *et al*. 2011).

De forma geral, os trabalhos têm demonstrado elevada diversidade de espécies de Glomeromycota na Mata Atlântica, com a predominância dos gêneros *Glomus* e *Acaulospora* (PEREIRA *et al*., 2018; RODRIGUES; DA SILVA; YANO-MELO, 2021). Em áreas naturais

e de pastagens, *Acaulospora* foi o gênero mais representativo, com 14 espécies, seguido por *Glomus*, com oito espécies (DE CRISTO; FORS; DE CARVALHO, 2018). Em áreas em diferentes estágios de sucessão, no sul do Brasil, Stürmer et al. (2006) registraram 10 espécies de *Acaulospora* e cinco de *Glomus*. A dominância de alguns gêneros de FMA pode resultar da interação de fatores ambientais, como as características edáficas e vegetacionais, compatibilidade dos fungos e seus hospedeiros e dispersão ou extinção de algumas espécies de fungos nos locais (ZANGARO; MOREIRA, 2010).

Apesar dos estudos realizados nos últimos anos, ainda são necessárias mais informações que investiguem a estrutura das comunidades dos FMA nos ambientes em regeneração na Mata Atlântica, ampliando o conhecimento sobre a distribuição e ecologia desses fungos.

2.6. FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES E SUCESSÃO VEGETAL

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) desempenhem funções importantes nos ecossistemas em regeneração, auxiliando as plantas em distintos estágios sucessionais na absorção de água e aquisição dos nutrientes do solo (ZANGARO; RONDINA, 2016). Estudos abordando os processos sucessionais têm se concentrado mais amplamente nos padrões observados nas comunidades vegetais, sem considerar o papel das comunidades fúngicas nesse processo (TESTE; DICKIE, 2017).

Algumas hipóteses têm sido propostas a fim de melhor compreender a estruturação e distribuição das comunidades de FMA em ambientes sucessionais. Segundo Hart et al. (2001), os FMA podem adquirir a posição de “passenger” (passageiro), quando as mudanças ocorridas nas comunidades de FMA são dependentes dos seus hospedeiros vegetais ou podem ser classificados como “driver” (condutor), quando os FMA impulsionam as mudanças na composição das comunidades de plantas. Segundo Zobel e Öpik (2014), as hipóteses de “driver” e “passenger” não representam todos os cenários possíveis observados nos ambientes ao longo do tempo. Logo, propuseram as hipóteses de “habitat” e de “independência”. A hipótese de “habitat” propõe que os fatores abióticos são os responsáveis pelas mudanças nas comunidades de plantas e de FMA, enquanto a hipótese de “independência” revela que as comunidades de plantas e de FMA podem não co-variar, ou seja, a dinâmica das comunidades vegetais e de FMA não possuem relação. Para Teste e Dickie (2017), a integração de todos esses fatores: habitat, plantas e os FMA são a resposta para as mudanças observadas ao longo dos gradientes ambientais.

Estudos sobre os FMA em áreas em sucessão vegetal têm sido desenvolvidos em florestas tropicais úmidas no Brasil (SANTOS; BARRETO-GARCIA; SCORIZA, 2018a;

REYES *et al*., 2019; MEDEIROS; FERREIRA, 2018) e no mundo (ALLEN *et al*., 2003; CASTILLO *et al*., 2006; BI *et al*., 2021). Nesses locais os FMA são microrganismos essenciais, contribuindo para a restauração de ambientes degradados, minimizando estresses abióticos e bióticos, melhorando o solo e contribuindo com o avanço sucessional (EZEOKOLI *et al*., 2020).

Em ambientes com distintos estágios de sucessão na Amazônia, a riqueza de espécies de FMA foi menor em áreas de floresta madura, em comparação com áreas em regeneração inicial e tardia, o que foi atribuído às espécies vegetais presentes nesse ambiente, caracterizadas por serem menos micotróficas (STÜRMER; SIQUEIRA, 2011).

A densidade de glomerosporos também é afetada de acordo com o estágio de sucessão em áreas de floresta na Amazônia, sendo observada menor densidade de glomerosporos nas florestas conservadas, mostrando que esses fungos produzem mais esporos em ambientes submetidos a constantes mudanças ambientais (MEDEIROS; FERREIRA, 2018).

Além das florestas tropicais úmidas, estudos sobre os FMA em áreas de sucessão vegetal vêm sendo realizados também em florestas secas. Maior diversidade de FMA foi observada em áreas em regeneração inicial do que em estágios mais avançados na Caatinga de Minas Gerais, demonstrando a importância desses fungos para o estabelecimento das plantas, principalmente em ambientes em início de sucessão (SANTOS *et al*., 2018b).

Na Caatinga paraibana, em diferentes áreas sucessionais, constatou-se alta riqueza de espécies de FMA no estágio mais avançado de sucessão, mostrando a relevância das áreas naturais, com as espécies vegetais bem estabelecidas no ambiente, para os fungos (SOUSA *et al*., 2014).

Em uma floresta sazonalmente seca no México, com histórico de culturas de corte e queima, maiores riqueza e diversidade de espécies de FMA foram registradas no estágio inicial de regeneração, que com maior esporulação dos fungos, influenciando os dados ecológicos analisados (GUADARRAMA *et al*., 2014).

A análise molecular evidenciou a presença mais abundante de espécies de *Glomus* em áreas em regeneração com idade de 20 anos em comparação com áreas de um ano, cinco, 10 e 15 anos, sugerindo que essas espécies podem ser mais funcionalmente ativas em estágios mais avançados de recuperação (BI *et al.*, 2021). Resultado contrário foi observado em uma área recentemente abandonada, onde se registrou maior presença de FMA com estratégia de vida ruderal nesses locais em processo inicial de sucessão do que nas áreas mais maduras (DE LEÓN *et al*., 2016).

Em vista da importância dos FMA para as plantas, estudos ecológicos são fundamentais para entender os fatores que podem influenciar a ocorrência e distribuição desses fungos em florestas em regeneração.

2.7. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO (UCS)

O marco inicial do conceito de Unidades de Conservação (UCs) foi a criação do Parque Nacional de Yellowstone, nos EUA, em 1872, símbolo principal do surgimento das áreas naturais protegidas no mundo (DRUMMOND *et al*., 2008). A partir daí, as razões para a proteção das áreas naturais variaram de acordo com os contextos culturais, sociais, políticos e científicos vigentes em cada época (FRANCO *et al*., 2015).

No Brasil, o marco principal foi o Parque Nacional do Itatiaia, situado nos limites do Rio de Janeiro e Minas Gerais, no ano de 1937 (RYLANDS; BRANDON, 2005). Posteriormente, o surgimento da lei 9.985/2000 do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), tornou possível a definição de critérios e normas para a criação das Unidades de Conservação (SOS MATA ATLÂNTICA, 2022).

Uma unidade de conservação, segundo o SNUC, pode ser definida como "espaços territoriais e seus recursos ambientais, incluindo águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituídos pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos" (ICMBIO, 2022). As UCs são divididas em dois tipos: Proteção Integral e de Uso Sustentável.

As Unidades de Proteção Integral visam preservar o meio ambiente, permitindo apenas o uso indireto dos recursos, por exemplo, em atividades como pesquisa científica e turismo ecológico (WWF-Brasil, 2022). São classificadas como unidades de proteção integral: Estação Ecológica, Monumento Natural, Parque, Refúgio de Vida Silvestre e Reserva Biológica (CPRH, 2022). As unidades de Uso Sustentável permitem a exploração de uma parcela dos recursos naturais de forma equilibrada (ICMBIO, 2022). São classificadas como Unidades de Uso Sustentável: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Estadual, Reserva Particular do Patrimônio Natural, Reserva Estadual de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável, Reserva de Floresta Urbana e Reserva Extrativista (CPRH, 2022).

Em algumas dessas categorias de UCs, torna-se obrigatório que as terras particulares sejam de domínio público, representando um dos grandes desafios na implementação e consolidação desses espaços protegidos (MMA, 2019). No Brasil, a regularização fundiária é o

principal problema, gerando conflitos com as comunidades do entorno e seus gestores, mas há também problemas relacionados à falta de funcionários e de infraestrutura básica, ausência de plano de manejo, entre outros (BRITO, 2008). Portanto, uma boa gestão fundiária é importante para o sucesso dessas áreas protegidas e retorno de seus benefícios à população.

As Unidades de Conservação são fundamentais para evitar ou reduzir acidentes naturais causados por enchentes e desabamentos, melhorar a qualidade do ar, do solo e dos recursos hídricos, com muitas cidades beneficiadas com a água proveniente desses espaços (MMA, 2010). Contribuem na redução do efeito estufa, ajudando a enfrentar um dos grandes problemas do meio ambiente, as mudanças climáticas (MEDEIROS *et al*., 2011). As populações tradicionais podem utilizar os recursos de forma racional proporcionando às comunidades do entorno o desenvolvimento com atividades econômicas sustentáveis; além disso, a preservação das paisagens possibilita o aumento da economia local com o turismo (SOS MATA ATLÂNTICA, 2022).

2.8 PARQUE DOIS IRMÃOS (PEDI)

O Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI) foi classificado inicialmente como Reserva Ecológica da Região Metropolitana do Recife, passando à categoria de Parque Estadual pela Lei Estadual nº 11.622 de 29 de dezembro de 1998 (PERNAMBUCO, 1998). Em 1996 o Parque foi incluído na categoria de Zona Especial de Proteção Ambiental II, que abrange áreas públicas ou privadas com características excepcionais de matas, mangues, açudes e cursos d'água. Como mencionado no Plano de Manejo do PEDI, no início deste século o Parque foi considerado uma área de extrema importância biológica para a conservação da biodiversidade e, em termos mundiais, é referido como Núcleo da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em Pernambuco (RODRIGUES; SILVA, 2014).

Inicialmente o PEDI abrangia uma área equivalente a 384,42 ha, englobando uma área de Mata Atlântica com os açudes do Prata, do Meio e de Dois Irmãos, além de 14 ha do zoológico (SEMAS, 2022). Visando à ampliação do Parque, o governo de Pernambuco, por meio do Decreto nº 38.660 (PERNAMBUCO, 2012) declarou de utilidade pública uma área de cerca de 774 ha, fragmento da antiga Fazenda Brejo dos Macacos, em Recife e assim, a área total do PEDI passou a ser de 1.158,51 ha., correspondentes à Mata de Dois Irmãos (384,42 ha), onde se insere o zoológico, e a área de 774,09 ha, que se encontra em processo de desapropriação pelo governo estadual. Atualmente o parque é administrado pela Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade de Pernambuco - SEMAS. Segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), os Parques têm como objetivo básico: "a preservação dos

ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico".

O PEDI encontra-se inserido em um dos principais sistemas produtores de água do Recife, a bacia hidrográfica do Rio Capibaribe e representa um dos maiores fragmentos urbanos de Mata Atlântica de Pernambuco, abrigando grande diversidade de plantas e animais de vida livre, além de uma área de zoológico para visitação da população (RODRIGUES; SILVA, 2014). O clima da região é classificado como tropical litorâneo úmido do tipo As', segundo Koppen, com temperaturas médias mensais superiores a 25,5ºC, e os solos que predominam são Latossolos amarelos e Argissolos argilosos, com textura variando de arenoso a argiloso-arenoso (LIMA *et al*., 2018).

O remanescente de Mata Atlântica é caracterizado como Floresta Ombrófila Densa de terras baixas (LIMA *et al*., 2018), em estágio de sucessão secundária, decorrente de ações antrópicas e queda natural de indivíduos arbóreos (RODRIGUES; SILVA, 2014). Apesar de representar uma área protegida, sofre com ações irregulares da população do entorno, entre as quais: o depósito inadequado de lixo, a abertura de trilhas que ocasionam danos às espécies vegetais (RIBEIRO; JESUS; FERRAZ, 2007), a caça e desmatamento da floresta, além de ser um local cercado por rodovias (MESQUITA *et al*., 2020).

A floresta do PEDI é formada por três estratos arbóreos mais ou menos densos, com um dossel de aproximadamente 20 m de altura, e presença de indivíduos emergentes, entre outras, das espécies: *Pera glabrata*, *Aspidorperma discolor* e *Tapirira myriantha*, que podem atingir mais de 30 m de altura (RODRIGUES; SILVA, 2014). As famílias arbóreas mais representativas do Parque são: Fabaceae, Lecythidaceae, Anacardiaceae, Melastomataceae e Moraceae (DA CUNHA *et al*., 2021) e as espécies mais comuns são: *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers, *Pogonophora schomburgkiana* Miers ex Benth, *Helicostylis tomentosa* (Poepp. & Endl.) Rusby, *Chamaecrista ensiformis* (Vell.) H. S. Irwin &. Barneby e *Thyrsodium spruceanum* Benth (DA CUNHA *et al*., 2021). Também é registrada a densa formação de lianas e bromélias nas espécies arbóreas (RODRIGUES; SILVA, 2014).

Devido à exuberante vegetação, o PEDI é utilizado para a realização de inúmeras pesquisas científicas, em especial estudos em conjunto com as Universidades locais (MESQUITA *et al*., 2020).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREAS DE ESTUDO

Este estudo foi conduzido no Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), localizado no noroeste do município de Recife, PE, coordenadas 7º59'30" e 8º01'00"S e 34º56'30" e 34º57'30"W (MESQUITA *et al*., 2020). O clima da região é classificado como tropical litorâneo úmido do tipo As', segundo Köppen, com temperaturas médias mensais superiores a 25,5ºC, e os solos predominantes são Latossolos e Argissolos argilosos (LIMA *et al*., 2018). O local caracteriza-se como área de proteção ambiental; no entanto, é constantemente ameaçado por pressões antrópicas, vulnerável a ações predatórias da população ao redor, além de ser cercada por rodovias (RODRIGUES; SILVA, 2014).

O PEDI apresenta área de aproximadamente 1.158 ha e é formado por remanescentes de Mata Atlântica, caracterizados como Floresta Ombrófila Densa de terras baixas (LIMA *et al*., 2018), em estágio de sucessão secundária, decorrente de ações antrópicas e queda natural de indivíduos arbóreos (RODRIGUES; SILVA, 2014). As famílias de árvores mais comuns são Fabaceae, Lecythidaceae, Anacardiaceae, Melastomataceae e Moraceae (BRAGA *et al*., 2021).

3.2 AMOSTRAGEM

Coletas de solo e raízes foram realizadas em três áreas de Mata Atlântica, no PEDI, sendo três subáreas para cada estágio de sucessão: floresta secundária inicial (<38 anos), floresta secundária tardia (38-50 anos) e floresta madura (pelo menos 60 anos). O fragmento de floresta madura cobre 384,42 ha enquanto a floresta secundária mais jovem, com dois estágios sucessionais (inicial e tardia) compreende 774,09 ha (DA CUNHA *et al*., 2021). Os históricos das áreas foram determinados a partir de fotos aéreas e imagens de satélite, delimitando-se uma cronossequência, segundo da Cunha et al. (2021). Em cada subárea foi estabelecido um grid de 30x30 m, demarcado geograficamente, onde foram coletadas cinco amostras simples de solo rizosférico (0-15 cm profundidade), totalizando 45 unidades amostrais.

3.3. PREPARO DE CULTURAS ARMADILHA

A finalidade desta técnica é estimular a produção de esporos de espécies que não estavam esporulando no período da coleta e a obtenção de glomerosporos em boas condições para auxiliar a identificação. As culturas foram montadas em vasos plásticos com 500 g de areia esterilizada + 500g de solo proveniente das amostras do campo; em cada vaso foram colocadas

três sementes de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), três de sorgo forrageiro [*Sorghum bicolor* (L.) Moench] e três de milho (*Zea mays* L.). Os vasos foram mantidos em casa de vegetação por um ciclo de quatro meses, recebendo regas diárias. Após esse período, as plantas foram submetidas a estresse hídrico por duas semanas e então retiradas alíquotas de 100 g de solo referente a cada amostra das áreas estudadas para extração dos glomerosporos e posterior identificação taxonômica.

3.4 EXTRAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE GLOMEROSPOROS E IDENTIFICAÇÃO DE ESPÉCIES DE FMA

Os glomerosporos das amostras do campo e das culturas armadilha foram extraídos de 100 g de solo pelo método de peneiramento úmido (GERDEMANN; NICOLSON, 1963) e centrifugação em água e sacarose (JENKINS, 1964). Os isolados das amostras de campo foram quantificados em placa canaletada, com auxílio de estereomicroscópio (40x). A seguir, todos os glomerosporos (do campo e das culturas armadilha) foram separados por morfotipos e montados em lâminas com PVLG (álcool polivinílico e lactoglicerol) e PVLG + reagente de Melzer para posterior identificação das espécies de FMA, utilizando literatura específica e descrições recentes.

3.5 ANÁLISE DA COLONIZAÇÃO MICORRÍZICA

As raízes coletadas foram separadas de cada amostra de solo, lavadas, diafanizadas com KOH (10%) e coradas com azul de Trypan (0,05%) segundo Phillips e Hayman (1970). O percentual de colonização foi estabelecido pelo método de intersecção proposto por McGonigle et al. (1990), considerando: arbúsculos, hifas, glomerosporos e vesículas formados nas raízes.

3.6 ANÁLISE DE DADOS

Foram determinados para todas as amostras: número de glomerosporos, colonização micorrízica, riqueza de espécies de FMA e índice de diversidade de Shannon Weaver. Os dados de número de glomerosporos foram transformados em log (x+1) e os de colonização transformados em log 10, antes da análise de variância (ANOVA). Para determinar se a riqueza e a diversidade de espécies de FMA variam entre os estágios sucessionais foram empregadas análises de variância (ANOVA) e quando detectadas diferenças significativas foi aplicado o teste de Tukey.

Para a riqueza estimada de espécies de FMA foi aplicado um método estimativo baseado na extrapolação da curva de acumulação para representar toda a riqueza de FMA (CHAO;

WANG; JOST, 2013; HSIEH; MA; CHAO, 2016). A abundância relativa dos glomerosporos de cada espécie por área foi calculada pela razão entre o número de esporos de uma determinada espécie pelo número total de esporos por área. A frequência de ocorrência (FO) das espécies foi determinada segundo a equação: FO = Ji/k onde, FO = frequência de ocorrência da espécie, Ji=número de amostras nas quais a espécie ocorreu, k = número total de amostras de solo. As espécies de FMA foram classificadas em: dominantes (FO>50), muito comuns (FO entre 31 e 50), comuns (FO entre 10 e 30) e raras (FO<10) (ZHANG; GUO; LIU, 2004). Em relação à presença nas áreas, as espécies foram classificadas como generalistas (presentes nas três áreas), intermediárias (presentes em duas áreas) ou exclusivas (presentes em uma área) (STÜRMER; SIQUEIRA, 2011). Para testar a relação das espécies de FMA com os distintos estágios sucessionais foi empregada análise de espécie indicadora (DUFRENE; LEGENDRE, 1997) os valores de indicação (IV) foram calculados para cada espécie e a significância determinada pelo teste de Monte Carlo utilizando 999 permutações.

Análise de permutação multivariada (PERMANOVA), baseada na distância de Bray-Curtis, foi aplicada para testar se as comunidades de FMA diferiam entre os ambientes em sucessão. PERMANOVA também foi aplicada, com base na distância Euclidiana, para testar se as propriedades físico-químicas diferiam entre as áreas de estudo, utilizando a função "*adonis*" no pacote "'*vegan*" (OKSANEN *et al*., 2019.).

A análise de redundância (RDA) foi utilizada para explorar se existe uma relação significativa entre a composição das comunidades de FMA e as variáveis do solo fósforo (P), pH, potássio (K), sódio (Na), alumínio (Al), Ca (Cálcio), Mg (Magnésio), Hidrogênio (H), Capacidade de troca catiônica (CTC), saturação por bases (V), areia grossa, areia fina, silte e argila.

Diagramas de Venn foram construídos para demonstrar o número de espécies exclusivas e compartilhadas entre as áreas, utilizando-se a ferramenta "Calculate and draw custom Venn diagrams", disponível em: http://bioinformatics.psb.ugent.be/ webtools/Venn/.

Todas as análises estatísticas foram conduzidas com base em $p < 0,05$, exceto nos casos de comparações múltiplas em que o valor de *p* foi corrigido com base no teste de Bonferroni. Todas as análises estatísticas e ecológicas foram conduzidas com auxílio do programa R (R Core Team, 2019).

4. RESULTADOS

A colonização micorrízica total diferiu estatisticamente (p> 0,05) e foi maior nas raízes coletadas na área de floresta secundária inicial em comparação as áreas de floresta secundária tardia e floresta madura (Tabela 1). Considerando as estruturas separadamente, a colonização por hifas, vesículas, arbúsculos e esporos também foi maior na área de floresta secundária inicial (Tabela 1).

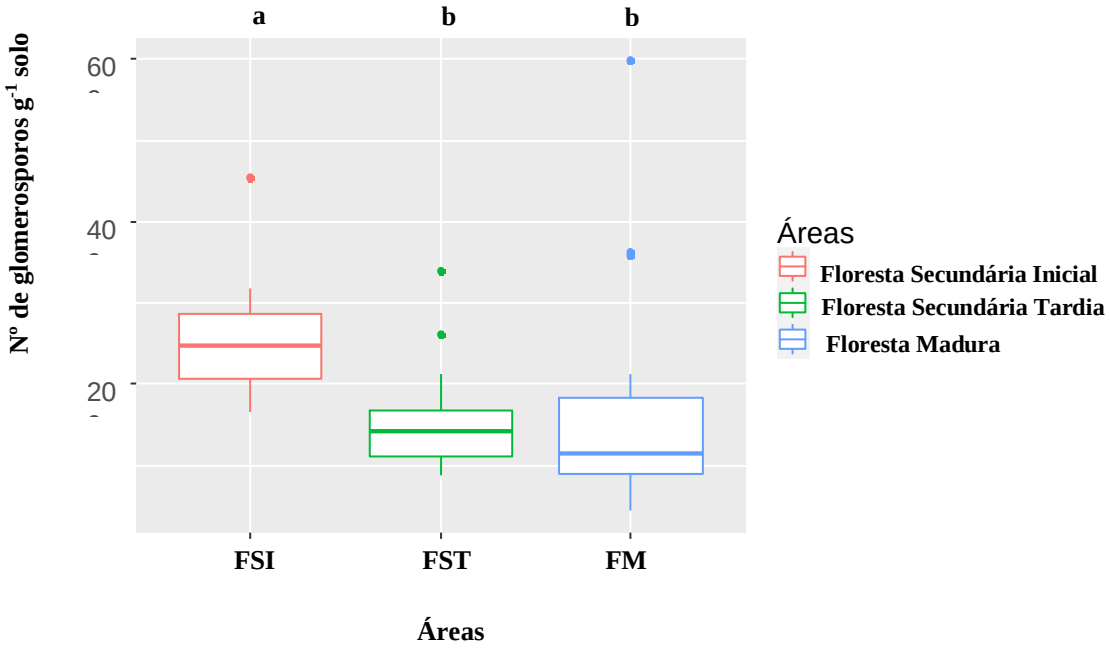
Tabela 1. Colonização micorrízica por arbúsculos, vesículas, hifas, esporos e total em fragmentos de raízes em floresta secundária inicial (FSI), floresta secundária tardia (FST) e floresta madura (FM) no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.

Áreas	**Colonização (%)**				
	arbúsculo	vesícula	hifa	esporo	Total
FM	0,053b	3,98b	14,3b	0,13b	18,4b
FST	0,079b	21,5b	21,5b	0,18b	30,5b
FSI	0,465a	47,3a	47,3a	6,49a	70,2a

Médias seguidas pela mesma letra não diferiram pelo teste de Tukey (p<0,05)

A média de glomerosporos recuperados nas áreas, em 100 g de solo, foi de 175 na floresta madura, 159 na floresta secundária tardia e 249 na floresta secundária inicial. Houve diferença significativa entre as áreas estudadas, com maior abundância de glomerosporos na floresta secundária inicial (p= 0.01) (Figura 2).

Figura 2. Número de glomerosporos em amostras de solo coletados em floresta secundária inicial (FSI), floresta secundária tardia (FST) e floresta madura (FM) no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.



Foram registrados 38 táxons de FMA em amostras de campo (Tabela 2) e três adicionais nas culturas armadilha (*Acaulospora scrobiculata, Dominikia* sp. 2 e *Glomus* sp. 4), distribuídos em 10 famílias (Acaulosporaceae, Archaeosporaceae, Ambisporaceae, Entrophosporaceae, Glomeraceae, Dentiscutataceae, Gigasporaceae, Scutellosporaceae, Paraglomeraceae e Racocetraceae) e 15 gêneros: *Acaulospora*, *Archaeospora*, *Ambispora*, *Claroideoglomus*, *Cetraspora*, *Dominikia*, *Dentiscutata*, *Funneliformis*, *Gigaspora*, *Glomus*, *Fuscutata*, *Oehlia*, *Orbispora*, *Paraglomus* e *Racocetra.*

Os gêneros mais representativos foram *Acaulospora* e *Glomus*, com nove espécies cada, equivalente a 48% do número de espécies de FMA registradas neste estudo (Figura 3). *Dominikia* foi representado por quatro táxons, *Racocetra*, *Cetraspora*, *Funneliformis* e *Gigaspora* por dois e os demais (*Archaeospora*, *Ambispora*, *Claroideoglomus*, *Dentiscutata*, *Fuscutata*, *Oehlia*, *Orbispora*, *Paraglomus)* representados por apenas um táxon específico.

As espécies de FMA mais abundantes para as áreas de floresta madura foram: *Glomus brohultii*, *G. macrocarpum* e *Acaulospora mellea*; para as áreas de floresta secundária tardia: *Glomus macrocarpum*, *G. brohultii* e *Glomus* sp. 2 e nas áreas de floresta secundária inicial: *Glomus brohultii*, *G. macrocarpum* e *Dominikia aurea* (Tabela 2).

.

Figura 3. Representatividade dos gêneros de FMA em áreas de floresta secundária inicial, floresta secundária tardia e floresta madura no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.

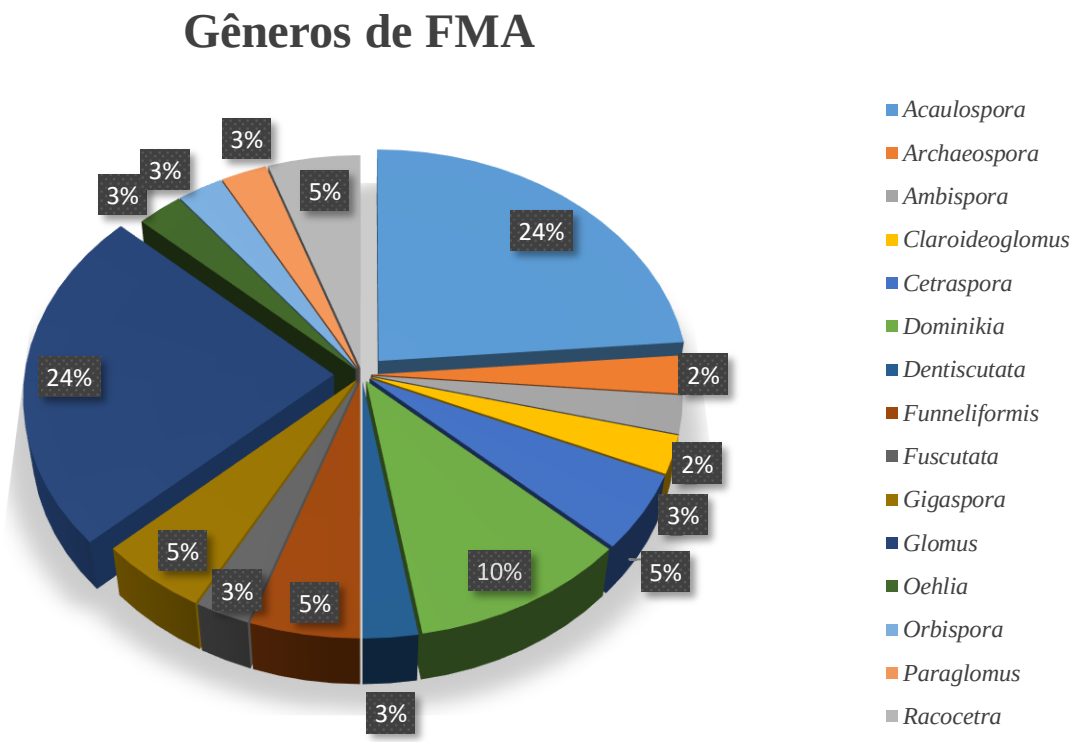


Tabela 2. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO*) de espécies de fungos micorrízicos arbusculares em áreas de floresta secundária inicial (FMI), floresta secundária tardia (FST) e floresta madura (FM) no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.

	Áreas					
	FSI		**FST**		**FM**	
Táxons de FMA	AR	FO	AR	FO	AR	FO
Archaeosporales						
Archaeosporaceae						
Archaeospora sp. 1	-	-	-	-	0.09	R
Ambisporaceae						
Ambispora appendicula (Spain, Sieverd. & N.C. Schenck) C. Walker	-	-	-	-	0.19	R
Diversisporales						
Acaulosporaceae						
Acaulospora aspera Corazon-Guivin, Oehl & G.A. Silva	0.07	MC	-	-	-	-
A. foveata Trappe & Janos	0.26	MC	0.10	C	0.19	C
A. herrerae Furrazola, B.T. Goto, G.A. Silva, Sieverd. & Oehl	0.34	C	-	-	-	-
A. ignota Błaszk., Góralska, Chwat & Goto	-	-	-	-	2,47	C
A. longula Spain & N.C. Schenck	0.45	MC	0.27	C	8.42	R
A. mellea Spain & N.C. Schenck	3.06	D	0.43	C	2.77	D
A. morrowiae Spain & N.C. Schenck	0.07	C	0.05	R	0.04	R
Acaulospora sp. 1	-	-	-	-	0.09	C
A. spinosa Walker & Trappe	-	-	-	-	0.04	R
Gigasporales						
Dentiscutataceae						
Dentiscutata cerradensis (Spain & J. Miranda) Sieverd., F.A. Souza & Oehl	0.11	C	-	-	-	-
Fuscutata aurea Oehl, C.M. Mello & G.A. Silva	-	-	-	-	0.04	R
Gigasporaceae						
Gigaspora gigantea (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe	-	-	0.10	R	-	-
G. margarita W.N. Becker & I.R. Hall	-	-	-	-	0.09	R
Racocetraceae						
Cetraspora gilmorei (Trappe & Gerd.) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0.22	C	-	-	-	-
C. pellucida (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	-	-	-	-	0.04	R
Cetraspora sp. 1	0.03	R	0.71	C	-	-
Racocetra fulgida (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0.11	R	-	-	0.04	R

Tabela 2. Continuação...

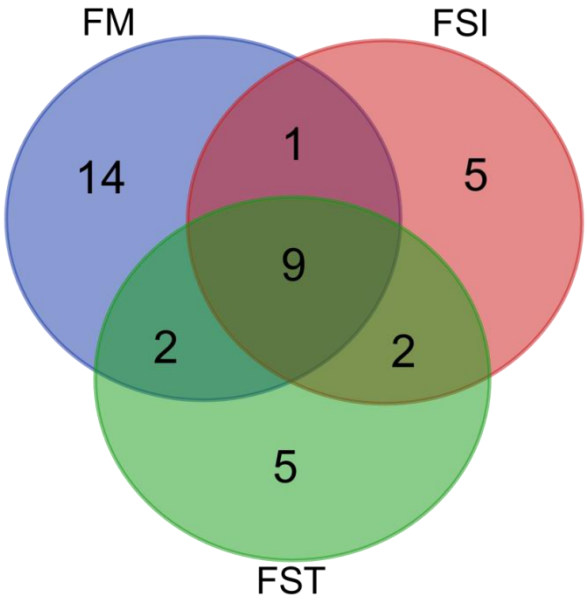
Táxons de FMA	Áreas					
	FSI		FST		FM	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO
Racocetra verrucosa (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	-	-	-	-	0.04	R
Scutellosporaceae						
Orbispora pernambucana (Oehl,D.K. Silva, N. Freitas, L.C. Maia) Oehl, G.A. Silva & D.K. Silva	0.68	MC	0.10	C	-	-
Glomerales						
Entrophosporaceae						
Claroideoglomus etunicatum (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler	-	-	-	-	0.04	R
Glomeraceae						
Dominikia aurea (Oehl & Sieverd.) Błaszk., Chwat, G.A. Silva & Oehl	4.44	D	0.98	MC	0.49	C
D. bernensis Oehl, Palenz., Sánchez-Castro, N.M.F. Sousa & G.A. Silva	-	-	0.05	R	-	-
Dominikia sp. 1	-	-	0.05	R	-	-
Funneliformis halonatus (S.L. Rose & Trappe) Oehl, G.A. Silva & Sieverd.	-	-	-	-	0.09	R
Funneliformis sp. 1	0.07	R	-	-	-	-
Glomus australe (Berk.) S.M. Berch	0.15	C	0.76	MC	0.04	R
G. brohultii Sieverd. & R.A. Herrera	45.82	D	27.55	D	45.31	D
G. glomerulatum Sieverd.	0.34	MC	0.21	C	0.69	C
G. macrocarpum Tul. & C. Tul	43.67	D	65.77	D	36.84	D
G. magnicaule I.R. Hall	-	-	0.27	R	-	-
G. microcarpum Tul. & C. Tul.	-	-	0.05	C	0.49	MC
Glomus sp. 1	-	-	-	-	0.69	MC
Glomus sp. 2	-	-	2.40	C	-	-
Glomus sp. 3	-	-	-	-	0.04	R
Oehlia sp. 1	-	-	-	-	0.04	R
Paraglomerales						
Paraglomeraceae						
Paraglomus sp. 1	-	-	0.05	R	0.49	R
Riqueza de táxons de FMA	**17**		**18**		**26**	

*Categorias de acordo com a frequência de ocorrência (D-dominante; MC-muito comum; C-comum; R-rara).

Considerando os táxons registrados nas amostras de campo, nove (23,7%) ocorreram em todas as áreas: *Acaulospora foveata*, *A. mellea*, *A. morrowiae*, *A. longula*, *Dominikia aurea*, *Glomus australe*, *G. glomerulatum*, *G. brohultii* e *G. macrocarpum;* cinco (13,1%) foram registrados em duas das áreas (*Cetraspora* sp. 1, *Glomus microcarpum*, *Orbispora pernambucana*, *Paraglomus* sp. 1 e *Racocetra fulgida*) e 24 (63,2%) ocorreram apenas em uma das áreas (Tabela 2).

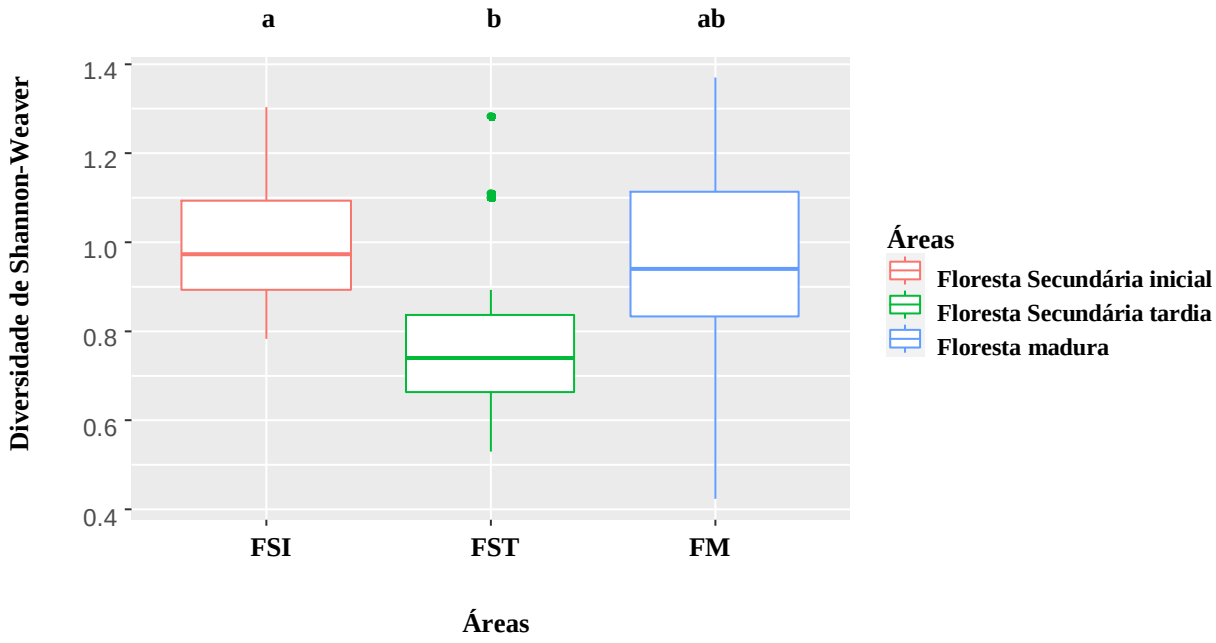
Os táxons identificados representam quase 10% de todos os táxons conhecidos para o filo Glomeromycota. Dos 38 táxons registrados em amostras de campo, nove foram compartilhadas entre todas as áreas: *Acaulospora mellea, A. morrowiae, A. foveata, A. longula, Glomus australe, G. glomerulatum G. macrocarpum*, *G. brohultii* e *Dominikia aurea* (Figura 4). Das 26 espécies registradas nas áreas de floresta madura, 14 ocorreram apenas nesses locais: *Funneliformis halonatus*, *Glomus* sp. 3, *Cetraspora pellucida, Acaulospora ignota, G.* sp. 1, *Oehlia* sp. 1, *Racocetra verrucosa, Gigaspora margarita*, *Acaulospora* sp. 1, *Fuscutata aurea, Archaeospora* sp. 1, *Acaulospora spinosa*, *Ambispora appendicula* e *Claroideoglomus etunicatum*. Das 18 espécies registradas na floresta secundária tardia, cinco espécies foram exclusivas dessas áreas (*G. magnicaule*, *G. gigantea*, *Dominikia* sp. 1, *D. bernensis e Glomus* sp.2) e das 17 encontradas na floresta secundária inicial, cinco ocorreram apenas nessas áreas (*Acaulospora aspera*, *A. herrerae*, *Cetraspora gilmorei*, *Dentiscutata cerradensis* e *Funneliformis* sp. 1).

Figura 4. Representação da riqueza de táxons de FMA exclusivos e compartilhados em áreas com diferentes estágios sucessionais: floresta madura (FM), floresta secundária tardia (FST) e floresta secundária inicial (FSI) no Parque Dois Irmãos, PE.



Em relação à riqueza de táxons de FMA, não se observou diferença significativa entre os estágios sucessionais. Porém, a diversidade de espécies de FMA diferiu entre as áreas de floresta tardia e de floresta secundária inicial (F= 3.99, df= 2, p= 0.02) (Figura 5).

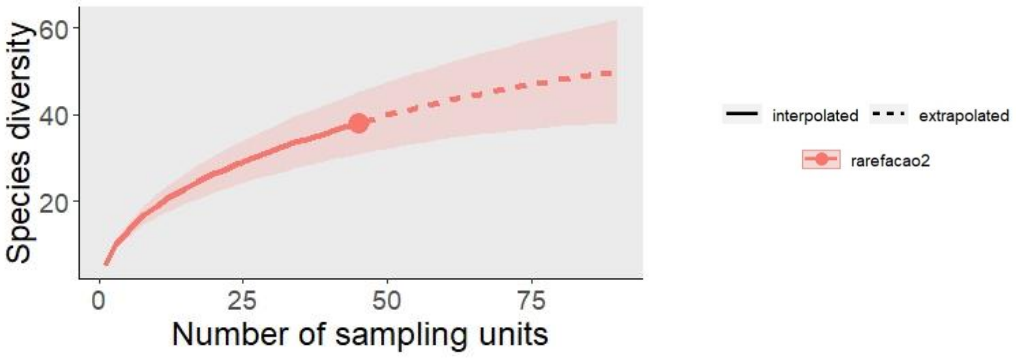
Figura 5. Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em amostras de solo coletadas em floresta secundária inicial (FSI), floresta secundária tardia (FST) e floresta madura (FM) no Parque Estadual de Dois Irmãos, PE.



Com base no estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1), o número estimado de espécies de FMA foi 54 para todas as áreas, sendo 38 espécies recuperadas nas amostras de campo, equivalente a 70%. Para as áreas de floresta secundária inicial foram

estimadas 19 espécies e recuperadas 17 (89%), nas áreas de floresta tardia foram estimadas 24 espécies e 18 (75%) recuperadas e das 41 espécies estimadas para as áreas de floresta madura, 26 (63%) foram identificadas (Figura 6).

Figura 6. Curva de acumulação de espécies de FMA em áreas de floresta secundária inicial (FSI), floresta secundária tardia (FST) e floresta madura (FM) no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.



Das espécies de FMA registradas, três foram selecionadas como indicadoras das áreas de floresta madura (*Glomus* sp.1, *G. microcarpum* e *Acaulospora mellea*) três das áreas de floresta secundária inicial (*Dominikia aurea*, *Orbispora pernambucana* e *Acaulospora mellea*) e apenas uma espécie (*Glomus australe*) foi indicadora da floresta secundária tardia (Tabela 3).Considerando as espécies pelo tipo de formação de esporo (acaulosporoide, gigasporoide e glomoide), o tipo acaulosporoide foi indicador das áreas de floresta madura e de floresta secundária inicial, com valores de indicação de 87% e de *p* 0,01 (Tabela 3).

Tabela 3. Espécies de FMA indicadoras em áreas de floresta secundária inicial (FSI), floresta secundária tardia (FST) e floresta madura (FM) no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.

Áreas	VI (25%)	*p*
Floresta madura		
Glomus microcarpum	60	0,01
Glomus sp.1	57	0,007
Acaulospora mellea	77	0,01
Floresta secundária tardia		
Glomus australe	58	0,04
Floresta secundária inicial		
Dominikia aurea	86	0,001
Orbispora pernambucana	54	0,02
Acaulospora mellea	77	0,01

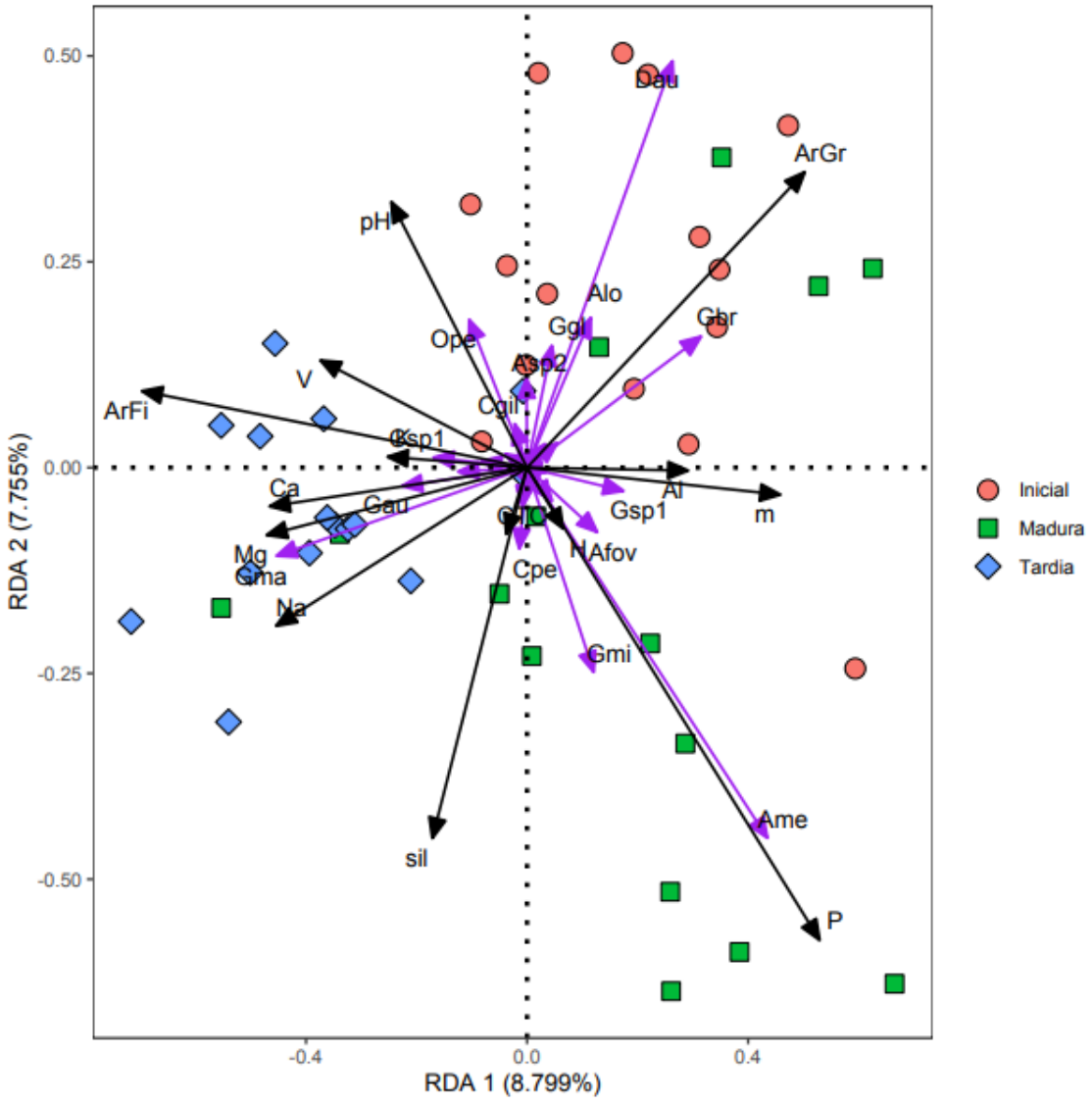
Tipo de formação do esporo		
Floresta madura		
Floresta secundária inicial		
Acaulosporoide	87	0,01

VI é o valor de indicação; *p* é o valor de significância.

A análise de permutação multivariada (PERMANOVA) com base nos componentes físicos e químicos do solo mostrou diferença entre os solos das áreas de estudo (floresta secundária inicial, floresta secundária tardia e floresta madura) (F=10,773; p<0,0001). A composição das comunidades de FMA também diferiu entre as áreas de floresta madura e tardia (F=11,055; p< 0,003) e tardia e inicial (F=22,014; p< 0,003), com base na PERMANOVA.

A análise de redundância (RDA) explicou 16% da variação total, com a maior parte para o eixo 1 (8.799%) e menor para o eixo 2 (7.75%). Os principais fatores que influenciaram as comunidades de FMA nas áreas com diferentes estágios sucessionais foram: areia grossa, silte, areia fina, alumínio, capacidade de troca catiônica, fósforo, sódio, potássio, hidrogênio, magnésio, pH e saturação por bases (Figura 7).

Figura 7. Análise de redundância (RDA) em áreas de floresta madura, floresta secundária tardia e floresta secundária inicial no Parque Estadual Dois Irmãos, PE.


0.50
0.25
0.00
-0.25
-0.50
-0.4
0.0
0.4
RDA 2 (7.755%)
RDA 1 (8.799%)
Dau
ArGr
pH
Alo
Ope
Ggl
Gbr
Asp2
V
Cgil
ArFi
Gsp1
Ca
Gau
Al
m
Gsp1
Mg
Gma
Na
Cpe
NAfov
Gmi
Ame
sil
P
Inicial
Madura
Tardia

5. DISCUSSÃO

Neste estudo, foi investigada a estrutura de comunidades de FMA em áreas de Mata Atlântica caracterizadas como floresta madura, floresta secundária inicial e floresta secundária tardia, utilizando dados ecológicos de riqueza, diversidade e composição das espécies desse grupo de fungos.

A análise de fragmentos de raízes coletadas em cada uma das áreas mostrou que a colonização micorrízica foi maior nas áreas de floresta secundária inicial. Em outros estudos também se registrou maior porcentagem de colonização nas áreas em regeneração inicial, em comparação com estágios de sucessão mais avançados (ZANGARO *et al*., 2007; ZANGARO *et al*., 2013). Maior colonização micorrízica em espécies vegetais, nos primeiros estágios de sucessão, indica maior dependência dos benefícios promovidos pelos fungos nos ambientes mais hostis, pois estes auxiliam no estabelecimento, crescimento e sobrevivência do vegetal (ZANGARO; BONONI; TRUFEM, 2000). Em contraste, as plantas em estágios mais avançados de sucessão, por estarem em ambientes mais equilibrados, necessitam de menor demanda nutricional, fazendo com que a associação com os FMA se torne menos necessária (ZANGARO *et al*., 2002).

As espécies vegetais características de ambientes em sucessão inicial apresentam elevada taxa de crescimento e atividade fotossintética, aumentando o carbono disponível para os FMA (GAMAGE; SINGHAKUMARA; ASHTON, 2004). Logo, a maior quantidade de arbúsculos registrada em plantas desse estágio de sucessão demonstra que a associação está no seu período inicial, com grande transferência bilateral de recursos entre os simbiontes (BONFANTE; GENRE, 2010; GUTJAHR; PARNISKE, 2013).

A presença de certas estruturas fúngicas, como as hifas, é essencial para a regeneração das florestas (GUADARRAMA *et al*., 2008), pois na medida em que as plantas fornecem fotossintatos aos fungos, propiciam o crescimento das hifas dentro e fora das raízes, resultando em elevada transferência dos nutrientes do solo para os hospedeiros (LEBRÓN; LODGE; BAYMAN, 2012). A maior quantidade de hifas registrada nos estágios iniciais de regeneração da floresta pode indicar maior transferência de nutrientes essenciais para o crescimento das plantas nesse estágio inicial de sucessão.

Como estruturas de armazenamento de lipídios, as vesículas podem ser importantes nos ambientes em regeneração, pois são úteis como fontes de energia para a germinação de glomerosporos em condições adequadas (ROTH; PASZKOWSK, 2017). Os glomerosporos são estruturas eficazes para a persistência, colonização e propagação das comunidades de FMA,

principalmente para as comunidades em processo de sucessão, ambientes em constante transformação (WU *et al*., 2007). Portanto, a maior quantidade dessas estruturas nas áreas de floresta secundária inicial em comparação com áreas mais maduras pode ter relação com a sobrevivência e a reprodução dos fungos.

Em relação aos atributos químicos do solo, os maiores teores de alumínio foram relacionados às áreas de floresta madura. O alumínio é um fator limitante para o crescimento vegetal (ALOTAIBI *et al*., 2021), uma vez que é capaz de inibir a absorção de fósforo, tornando-o indisponível para as plantas (LIU *et al*., 2021). Os FMA podem ser afetados pelo alumínio à medida que recebem menores quantidades de fotossintatos quando as plantas estão submetidas a estresse por esse elemento, diminuindo a colonização micorrízica (ALOTAIBI *et al*., 2021). Assim, a colonização por FMA nas áreas de floresta madura também pode ter sido afetada pela maior quantidade de alumínio presente no solo dessas áreas.

A média total de glomerosporos do presente estudo chegou aproximadamente a 2 g^{-1} de solo, o que pode ser considerado baixo, mas outros trabalhos em áreas de sucessão na Mata Atlântica, registraram média de 1 a 10 glomerosporos g^{-1} de solo (AIDAR; CARRENHO; JOLY, 2004) e de 2 a 8 glomerosporos g^{-1} de solo (STÜRMER *et al*., 2006). Em trabalho de revisão, Pagano et al. (2019) mencionam que a densidade de glomerosporos na Mata Atlântica pode chegar a 20 g^{-1} de solo. Em outras florestas tropicais úmidas, na China, a densidade tem variado de menos de um a 25 glomerosporos g^{-1} de solo (ZHAO; WANG; YANG, 2003). Essa variabilidade pode ser associada aos diferentes tipos de solo e diversidade de espécies vegetais (PAGANO *et al*., 2019); ademais, os FMA possuem diferentes taxas e períodos de esporulação (OEHL *et al*., 2009).

Maior esporulação de FMA foi registrada nas áreas de floresta secundária inicial em comparação com as áreas de floresta secundária tardia e madura. Resultados semelhantes foram registrados, em áreas de Mata Atlântica submetidas a pressões ambientais, a exemplo de áreas com pouco tempo de restauração (BONFIM *et al*., 2013), em regeneração natural (RODRIGUES; DA SILVA; YANO-MELO, 2021) e sob diferentes usos do solo (PEREIRA *et al*., 2014).

Nos ambientes submetidos a estresse os FMA buscam a sobrevivência, o que reflete em alta esporulação, pois os glomerosporos são as estruturas de resistência desses fungos (DA SILVA *et al*., 2006). Isso demonstra maior atuação dos FMA em solos que estão em processo de recuperação (PIOTROWSKI *et al*., 2008), diferentemente do que é observado em áreas conservadas, com os fungos investindo mais energia no crescimento micelial do que na

produção de glomerosporos, como observado para áreas de floresta secundária tardia e madura (STÜRMER; SIQUEIRA, 2011).

Os atributos do solo (VIEIRA *et al*., 2020) e a vegetação (TURRINI *et al*., 2018) são fatores capazes de influenciar a densidade de glomerosporos dos FMA. No presente estudo, os solos das áreas em regeneração inicial foram classificados como arenosos (DOS SANTOS *et al*., 2018), os quais geralmente são caracterizados por baixa disponibilidade de nutrientes, baixa capacidade de retenção de água e baixos teores de matéria orgânica (ROCHA *et al.,* 2021).

Este tipo de solo favorece a esporulação e disseminação dos FMA (AKER *et al*., 2022), uma vez que apresenta espaços porosos maiores, facilitando também a troca solo-raiz por meio dos FMA (VIEIRA *et al*., 2020). Ao contrário, os solos das áreas de floresta secundária tardia e madura contém maiores teores de argila, o que pode afetar negativamente a propagação dos FMA no ambiente (LEKBERG *et al*., 2007), considerando que são constituídos de partículas mais pesadas e menos porosas, o que dificulta a esporulação (MOEBIUS-CLUNE *et al*., 2013).

Os 28 táxons de FMA identificados ao nível de espécie em amostras de campo e culturas armadilha correspondem a 18,3% dos táxons registrados (153) na Mata Atlântica (MAIA *et al*., 2020) e a 8,2% de todas as espécies descritas (343) no filo Glomeromycota (WIJAYAWARDENE *et al*., 2022). Esse resultado diferiu do observado em outros estudos em áreas naturais e em sucessão na Mata Atlântica. Em alguns casos foi superior (AIDAR; CARRENHO; JOLY, 2004; BONFIM *et al*., 2013), e em outro inferior (RODRIGUES; DA SILVA; YANO-MELO, 2021), mas dados semelhantes foram registrados em áreas sucessionais na Amazônia (REYES *et al*., 2019) e no Chile (CASTILLO *et al*., 2006).

Os gêneros *Glomus* e *Acaulospora* foram os mais representativos nos locais estudados e juntos representaram 48% dos táxons registrados; a dominância desses gêneros também foi observada em outros ambientes sucessionais na Mata Atlântica (AIDAR; CARRENHO; JOLY, 2004; STÜRMER *et al*., 2006) e em uma floresta tropical no Chile (CASTILLO; BORIE; GODOY; RUBIO *et al*., 2006). Esses gêneros de FMA são comumente encontrados nas florestas tropicais no mundo (MARINHO *et al*., 2018) sendo prevalentes em ambientes naturais e modificados (OEHL *et al*., 2003; AIDAR; CARRENHO; JOLY, 2004; STÜRMER *et al*., 2006; ZANGARO; MOREIRA, 2010; PEREIRA *et al*., 2014). O maior número de espécies descritas (WIJAYAWARDENE *et al*., 2022) e as características desses dois gêneros, como elevada esporulação, adaptação aos estresses ambientais e utilização de diferentes propágulos para colonizar os hospedeiros, possibilita a ocorrência das espécies de *Acaulospora* e *Glomus* em diversos ambientes (CHAGNON *et al*., 2013; HART; READER, 2002).

Apesar dos solos de todas as áreas terem sido considerados ácidos, os das áreas de floresta madura apresentaram os menores valores de pH, possivelmente devido ao maior teor de alumínio registrado nesses locais (KAWAHARA *et al*., 2016). O pH do solo desempenha um papel importante, influenciando o crescimento vegetal, a mobilização e a disponibilidade de nutrientes (NEINA, 2019), além de influenciar a germinação de glomerosporos (SUN *et al*.,2016), com as diferentes espécies de FMA requerendo faixas diversas de pH para se desenvolver (MAIA *et al*., 2010). A presença de uma espécie de *Acaulospora* entre as mais abundantes na área madura pode ser explicada pela maior acidez do solo nessa área, pois espécies desse gênero são constantemente associadas a ambientes com pH baixo (LIU *et al*., 2021).

Entre as espécies mais frequentes encontradas nas áreas estudadas, *Glomus macrocarpum* é reconhecida por sua distribuição cosmopolita (STÜRMER; BEVER; MORTON, 2018), registrada em ambientes sucessionais, sob diferentes usos do solo e agrossistemas (REYES *et al*., 2019; PEREIRA *et al*., 2014; PONTES *et al*., 2017). *Acaulospora foveata* é considerada generalista, com ampla distribuição em diversos ecossistemas brasileiros (BONFIM *et al*., 2015; DE SOUZA *et al*., 2010). *Acaulospora longula* foi registrada em floresta tropical na América do Sul e também em ambientes em regeneração na Mata Atlântica (ZANGARO *et al*., 2013; CASTILLO *et al*., 2006). *Acaulospora mellea* tem ampla ocorrência, tanto em áreas naturais como submetidas à pastagem, na Mata Atlântica (DA SILVA *et al*. 2016; DE CRISTO; FORS; DE CARVALHO, 2018) e em áreas revegetadas na Amazônia (CAPRONI *et al*., 2003). *Acaulospora morrowiae* é encontrada frequentemente em ambientes sucessionais na Mata Atlântica e em outras florestas tropicais úmidas (ZANGARO *et al*., 2013; STÜRMER *et al*., 2006; LOVELOCK; ANDERSEN; MORTON, 2003). *Glomus australe* foi encontrado em áreas naturais na Mata Atlântica e em áreas de diferentes usos na Amazônia (JOBIM; VISTA; GOTO, 2018. 2018; STÜRMER; SIQUEIRA, 2011). *Glomus brohultii* foi comumente encontrado em áreas naturais e em regeneração na Mata Atlântica (PEREIRA *et al*., 2018; RODRIGUES; DA SILVA; YANO-MELO, 2021). *Glomus glomerulatum* foi registrado em áreas sucessionais na Mata Atlântica e na Amazônia (SANTOS et al., 2018a; REYES *et al*., 2019). *Dominikia aurea* foi registrada em áreas com diferentes usos na Mata Atlântica e no Cerrado brasileiro (JOBIM; VISTA; GOTO, 2018; VIEIRA *et al*., 2019).

No presente estudo foi observado um elevado número de espécies classificadas como exclusivas na floresta secundária madura. Segundo o modelo de endemicidade moderada microbiana, nem todos os microorganismos apresentam distribuição cosmopolita, com uma

fração tendo distribuição mais restrita, mesmo em ambientes adequados (FOISSNER, 2008). Para Foissner (2006), informações sobre os padrões de distribuição das espécies de microrganismos são limitadas pela escassez de taxonomistas, falhas na identificação das espécies e amostragem insuficiente, com muitas áreas ainda não estudadas. No caso dos FMA, Stürmer et al. (2018) observaram evidências de endemismo para algumas espécies ao descreverem padrões de distribuição em larga escala, apoiando a hipótese de endemicidade moderada, com alguns táxons sendo registrados em apenas um continente. Reyes et al. (2019) atribuíram as diferenças na composição de táxons de FMA ao longo da sucessão vegetal, na Amazônia, a essa distribuição mais restrita de certas espécies.

Embora não tenham ocorrido diferenças significativas na riqueza de FMA nas áreas estudadas, o maior número absoluto de espécies foi registrado nas áreas de floresta madura (26 espécies), seguida pelas áreas de floresta secundária tardia e inicial (18 e 17 espécies, respectivamente). Dados semelhantes foram registrados por Bonfim et al. (2013), com maior riqueza de FMA em áreas nativas de Mata Atlântica do que em áreas em gradientes de restauração. Por outro lado, em outro estudo se registrou maior riqueza de FMA nas áreas em regeneração do que em áreas naturais; áreas submetidas a estresse, com histórico de degradação ambiental (cultivo e incêndio) podem favorecer a esporulação de maior número de espécies de FMA (RODRIGUES; DA SILVA; YANO-MELO, 2021).

A hipótese de que maior diversidade de FMA seria encontrada nas áreas maduras dos que nas de sucessão inicial foi refutada, considerando que não houve diferença significativa para essa medida ecológica entre esses dois estágios. Observou-se, no entanto, que entre as três áreas a diversidade foi menor nas áreas de sucessão tardia. Zhang et al. (2021) registraram maior diversidade de FMA em florestas maduras, associando o fenômeno à maior diversidade de plantas nessas florestas. Levando em consideração que o índice de Shannon-Weaver utiliza a riqueza e a abundância de indivíduos por espécie, certamente a diversidade foi influenciada pela maior abundância das espécies de FMA nas áreas de floresta secundária inicial. O mesmo foi observado em outros estudos, onde áreas submetidas a estresses ambientais apresentaram maior diversidade de FMA (PEREIRA *et al.*, 2014; YANG *et al.*, 2021). Santos et al. (2018b) relataram que em floresta tropical seca com distintos estágios sucessionais, a área em regeneração inicial apresentou maior produção de propágulos, o que também refletiu em maior diversidade de espécies de FMA. A esporulação é uma estratégia de sobrevivência dos FMA ocorrendo com mais intensidade em situação de estresse.

Um elevado número de espécies exclusivas foi registrado na floresta madura. A presença de espécies exclusivas sugere grande afinidade desses fungos com as condições específicas do

habitat (DE CARVALHO *et al*., 2012). Florestas maduras são conhecidas por apresentar maior estabilidade e menor competição dos FMA por nichos específicos (SCORIZA; CORREIRA; DA SILVA, 2016). As áreas de floresta madura representam importantes reservatórios de espécies de FMA adaptadas às condições ambientais locais, como vegetação e solo (BELAY *et al*., 2020). Portanto, é essencial a conservação desses ambientes naturais, como os de Mata Atlântica, constantemente ameaçados por atividades antrópicas.

A curva de acumulação de espécies de FMA não atingiu o ponto máximo de estabilização, mas foi possível recuperar 70% das espécies previstas para a área de estudo. Como a identificação morfológica contabiliza apenas os glomerosporos para estimar a riqueza, as espécies que estavam em fase não esporulante são subestimadas, como destacado por Bartz et al. (2008). Outros estudos baseados na identificação morfológica conseguiram acessar porcentagens semelhantes da riqueza estimada de espécies de FMA, entre 70% a 77% em áreas naturais e cultivadas (PEREIRA *et al*., 2014) e 82% em áreas naturais e em regeneração (RODRIGUES; DA SILVA; YANO-MELO, 2021). Entretanto, também há relatos de porcentagens superiores, entre 85% e 93% das espécies estimadas, em áreas protegidas de Mata Atlântica (PEREIRA *et al*., 2018). Essa variação na quantidade de táxons está ligada diretamente ao esforço amostral; portanto, as curvas de acumulação são úteis para avaliar o quanto as amostras foram suficientes na caracterização das comunidades de FMA nas áreas estudadas (HART *et al*., 2015).

Com utilização de culturas armadilha foi possível acrescentar mais três táxons, que constituem espécies distintas das observadas diretamente nas amostras de campo: um em nível específico (*Acaulospora scrobiculata*) e dois em nível de gênero: *Dominikia* sp. 2 e *Glomus* sp. 4, registradas nas áreas de floresta secundária inicial, madura e tardia. *Acaulospora scrobiculata* é amplamente distribuída, sendo registrada em ambientes naturais, pastagem e sucessão vegetal (BONFIM *et al*., 2015; REYES *et al*., 2019; DE JESUS *et al*., 2020). As culturas armadilha são importantes, permitindo complementar as informações sobre a riqueza das comunidades de FMA nas áreas estudadas, além de fornecer estruturas viáveis dos fungos para a identificação taxonômica (LEAL *et al*., 2018). Estudos ecológicos utilizando este bioensaio têm obtido sucesso em identificar espécies que não estavam esporulando durante as coletas de campo (SÄLE *et al*., 2015; DE ASSIS *et al*., 2016; DOS PASSOS *et al*., 2020).

A análise de espécies indicadoras selecionou táxons para todas as áreas, demonstrando que as características de cada local favoreceram a distribuição dos FMA nos diferentes estágios sucessionais. Esse tipo de análise considera a abundância relativa e a frequência relativa das espécies. Das espécies indicadoras, a maioria pertence ao gênero *Glomus*, caracterizado como

ruderal, com alto índice de crescimento e produção precoce de glomerosporos (CHAGNON *et al*., 2013). Além disso, seus representantes são colonizadores rápidos em ambientes em sucessão (DE LEÓN *et al*., 2016), estando bem representadas em ambientes perturbados (JEFWA *et al*., 2012; SOKA; RITCHIE, 2018). Duas espécies de *Glomus* foram indicadoras das áreas de floresta madura: *Glomus microcarpum* e *Glomus* sp. 1. Espécies de *Glomus* têm sido relatadas também em áreas naturais (PEREIRA *et al*., 2018; RODRIGUES; DA SILVA; YANO-MELO, 2021). *Glomus microcarpum*, registrada como indicadora para as áreas de floresta madura, é comumente encontrada em áreas naturais na Mata Atlântica (ZANGARO *et al*., 2013; DA SILVA *et al*., 2015) e também foi selecionada como indicadora em dunas marítimas, na Mata Atlântica (DE ASSIS *et al*., 2016).

Acaulospora mellea, única do gênero *Acaulospora* indicada para as áreas de floresta secundária inicial e madura, também foi indicadora de outras áreas em regeneração na Mata Atlântica (RODRIGUES; DA SILVA; YANO-MELO, 2021). Estudos de Caproni et al. (2018) mostraram a prevalência de espécies de *Acaulospora* em estágios iniciais de revegetação e também em floresta tropical úmida, na Costa Rica (LOVELOCK; ANDERSEN; MORTON, 2003). Espécies desse gênero são caracterizadas por suportar solos ácidos, como acontece em florestas tropicais e caracterizadas por sua resiliência frente a distúrbios ambientais (HART; READER, 2002; WINAGRASKI *et al*., 2019).

Como registrado para *A. mellea*, uma espécie acaulosporoide, constatou-se que esse tipo de formação de glomerosporos foi indicador para as áreas de floresta secundária inicial e floresta madura. As espécies de FMA acaulosporoides necessitam de menor demanda nutricional dos seus hospedeiros, o que pode ser útil em ambientes mais estabilizados (GEHRING; WHITHAM, 2002) e também são prevalentes em ambientes perturbados, com micélio resistente a distúrbios mecânicos do solo (CHAGNON *et al*., 2013; VAN DER HEIJDEN *et al*., 2017), portanto bem adaptadas às áreas em regeneração do presente estudo. Demonstrou-se que os solos dessas áreas são ácidos, e essa característica pode ter sido determinante para a seleção, como indicadora, de espécies com esse tipo de formação de glomerosporos, uma vez que são bem adaptadas a pH com variação entre 4 e 6 (OEHL et al., 2011a; OEHL *et al*., 2011b).

Orbispora pernambucana, indicadora das áreas de floresta secundária inicial, foi registrada como indicadora em áreas em sucessão na Amazônia (REYES *et al*. 2019) e em áreas naturais na Mata Atlântica (PEREIRA *et al*., 2014). A presença dessa espécie como indicadora das áreas de floresta secundária inicial pode representar maior disponibilização de

nutrientes para as plantas nesse estágio, devido ao investimento em micélio extrarradicular característico do grupo Gigasporales, ao qual pertence (CHAGNON *et al*., 2013).

A presença de espécies indicadoras reforça a importância da preservação dos ambientes naturais (ÁLVAREZ-LOPEZTELLO *et al*., 2019) e possibilita o conhecimento das espécies de FMA mais adaptadas aos diferentes ecossistemas, as quais são promissoras como bioinoculantes na produção de mudas para a restauração de áreas degradadas (ROBINSON-BOYER; GRZYB; JEFFRIES, 2009; PEDONE-BONFIM *et al*., 2017).

A composição das comunidades de FMA diferiu entre as áreas de regeneração tardia e as demais áreas (regeneração inicial e floresta madura). Portanto, as comunidades de FMA não diferiram entre as áreas inicial e madura, como registrado também em outras áreas em regeneração inicial (20 anos) e avançada (50 anos) de Mata Atlântica (MORALES-LONDOÑO et al., 2019). Do mesmo modo, BI et al. (2021) não registraram diferenças entre áreas com cinco e 15 anos de recuperação em uma floresta tropical, na China.

Observando a sucessão florestal, Teixeira et al. (2020) relataram que em 25-50 anos áreas em recuperação podem atingir as características encontradas em florestas primárias. Esse resultado poderia explicar o fato das florestas secundárias inicial e madura não diferirem em relação à composição das comunidades de FMA nas áreas estudadas. No entanto, a floresta secundária tardia apresentou composição das comunidades de FMA diferente das demais (secundária inicial e madura). A vegetação pode influenciar a composição das comunidades de FMA ao longo do tempo na medida em que a necessidade de nutrientes das plantas em cada estágio sucessional pode variar, com as espécies vegetais no início da regeneração necessitando de aquisição rápida de nutrientes para suprir as altas taxas de crescimento e a demanda metabólica, ao contrário das plantas em estágios mais avançados (ZANGARO *et al.,* 2003). Isso justificaria a maior necessidade da associação micorrízica nesse período inicial de regeneração. Por outro lado, a composição de espécies de FMA pode variar dependendo do grupo de plantas associadas, como no caso de plantas lenhosas ou gramíneas (DAVISON *et al*., 2020). As espécies mais comuns nas áreas estudadas são *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers, *Pogonophora schomburgkiana* Miers ex Benth, *Helicostylis tomentosa* (Poepp. & Endl.) Rusby, *Chamaecrista ensiformis* (Vell.) HS Irwin &. Barneby e *Thyrsodium spruceanum* Benth (DA CUNHA *et al*., 2021). Nas áreas de floresta secundária inicial as espécies arbóreas mais frequentes são: *Tapirira guianensis* Aubl. (Anacardiaceae), *Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire,Steyerm. & Frodin (Araliaceae), *Licania tomentosa* (Benth.) Fritsch. (Chrysobalanaceae) e *Myrcia sylvatica* (G.Mey.) DC. (Myrtaceae); na floresta secundária tardia são mais encontradas: *Miconia minutiflora* (Bonpl.) DC.

(Melastomataceae) e *Parkia pendula* (Fabaceae), enquanto na floresta madura predominam espécies de Fabaceae, Lecythidaceae, Anacardiaceae, Melastomataceae e Moraceae (BRAGA *et al*., 2021).

A maioria das famílias de plantas forma associação com os FMA (BRUNDRETT; TEDERSOO, 2018), sendo relatados estudos com a família Myrtaceae, com os FMA obtendo sucesso como inoculantes de espécies vegetais dessa família (LATTUUADA *et al*., 2019). Há relato de benefícios promovidos pelo FMA em espécies da família Moraceae (MAZZONI-VIVEIROS; TRUFEM, 2004), além das espécies da família Fabaceae que são conhecidas por serem altamente micotróficas (GOSH; DUTTA, 2016).

As comunidades de FMA são sensíveis aos atributos químicos e físicos do solo (DE ASSIS *et al*., 2018; EZEOKOLI *et al*., 2020; ZHANG *et al*., 2021; BI *et al*., 2021), que funcionam como filtros ambientais para a presença de espécies nos diversos ambientes (RODRIGUEZ-ECHEVERRÍA *et al*., 2016). O conteúdo de alguns desses atributos diferiu entre as áreas estudadas, a exemplo do pH. A comunidade de FMA das áreas em regeneração inicial foi influenciada pelo pH e teores de areia grossa do solo. Este atributo físico foi registrado como influenciador da distribuição das comunidades de FMA em uma cronossequência de floresta tropical úmida na Colômbia (RODRÍGUEZ-LEÓN *et al*., 2021); em campos rupestres, o conteúdo de areia grossa também influenciou a ocorrência das espécies de FMA (DE CARVALHO *et al*., 2012).

Os fatores do solo mais relacionados com as comunidades de FMA nas áreas em regeneração tardia foram os conteúdos de areia fina, sódio, magnésio, cálcio, potássio e saturação por bases. O sódio é considerado um fator estressante para os FMA, podendo induzir maior esporulação em ambientes com alto valor desse elemento (KUMAR *et al*., 2014).

Para as áreas de floresta madura, fósforo, silte e CTC foram os fatores mais relacionados às comunidades de FMA. Em uma floresta tropical no México, Álvarez-Lopeztello et al. (2019) observaram que a capacidade de troca catiônica é capaz de induzir aumento na densidade de glomerosporos. Esse atributo do solo está diretamente ligado à fertilidade do solo, pois representa a quantidade de cátions trocáveis que o solo consegue fixar para ser posteriormente absorvido pelas plantas (TEIXEIRA *et al*., 2017).

O fósforo é essencial no metabolismo vegetal e muitas vezes se encontra de forma inacessível no solo (WRIGHT *et al*., 2018); frequentemente os teores desse elemento diminuem com o avanço sucessional das florestas (LI *et al*., 2013; ULLAH *et al*., 2020). O papel dos FMA nos ambientes em regeneração é crucial, visto que aceleram o processo de solubilização de fósforo para as plantas, principalmente quando está ligado a outros nutrientes como o alumínio

e o ferro (LIU *et al*., 2021). O alumínio representa um fator limitante para o crescimento vegetal (ALOTAIBE *et al*., 2021), uma vez que é capaz de inibir a absorção de fósforo, tornando-o indisponível para as plantas (LIU *et al*., 2021). O solo da floresta madura apresenta maior teor de alumínio; nesse caso os FMA podem ser afetados na medida em que recebem menos fotossintatos quando as plantas estão submetidas a estresse por esse elemento, diminuindo a colonização dos fungos (ALOTAIBE *et al*., 2021). Mostrando que a associação com FMA pode diminuir os níveis de alumínio nas plantas, Alotaibe et al. (2021) observaram também que "o impacto dos níveis de alumínio no desenvolvimento micorrízico parece ser dependente da espécie vegetal". Mudanças na composição das comunidades de FMA foram observadas quando as espécies foram submetidas a diferentes graus de fertilização por fósforo, sugerindo maior competição dos fungos pelos carboidratos das plantas, pois com o aumento nutricional do solo, a associação micorrízica é menos favorecida (LIU *et al*., 2015). Em áreas com diferentes estágios sucessionais, devido a práticas de mineração, o fósforo também foi um dos fatores do solo responsáveis por mudanças na composição das comunidades de FMA; sendo assim, o status desse elemento é importante no processo de recuperação de áreas degradadas, interferindo nas relações de benefícios dos FMA com as plantas (BI *et al*., 2021).

6. CONCLUSÕES

Com este estudo foi possível ampliar o conhecimento sobre a diversidade e composição das espécies de FMA na Mata Atlântica, mais especificamente em florestas secundárias em regeneração inicial, tardia e madura.

As plantas das áreas de floresta secundária inicial demonstram ser mais dependentes dos benefícios nutricionais fornecidos pelos FMA, pois apresentam maiores taxas de colonização radicular em comparação com as das demais áreas estudadas.

As áreas de floresta madura se destacam pelo alto número de espécies de FMA exclusivas, indicando que abrigam um conjunto único de espécies bem adaptadas à condição de estabilidade dessa floresta, com ocorrência restrita a estes ambientes.

A composição das comunidades de FMA é influenciada pelos diferentes estágios sucessionais e por propriedades físicas e químicas do solo, notadamente areia grossa, silte, areia fina, fósforo, pH e saturação por bases.

A detecção de alguns FMA indicadores de florestas em regeneração mostra que estão mais adaptadas a esses ambientes, e podem ser promissoras para uso em futuros projetos de restauração ambiental nas áreas estudadas.

A primeira hipótese levantada, de que áreas de floresta madura possuem maior diversidade de espécies de FMA do que a floresta secundária inicial foi refutada, considerando que o índice de diversidade não difere entre as duas áreas. A segunda hipótese de que nas áreas de floresta secundária inicial há maior abundância de propágulos de FMA que possuem estratégia de vida ruderal, caracterizada por alta produção de glomerosporos, em comparação com áreas em estágio mais avançado de sucessão foi comprovada. As três espécies mais abundantes: *Glomus brohultii, G. macrocarpum* e *Dominikia aurea* são caracterizadas pela formação glomoide.

Este estudo reforça o potencial da Mata Atlântica em abrigar grande diversidade de FMA, principalmente espécies exclusivas e a necessidade de preservação *in situ* desse grupo de fungos para garantir a estabilidade dos ecossistemas florestais.

REFERÊNCIAS

AIDAR, M. P. M..; CARRENHO, R..; JOLY, A. C. Aspects of arbuscular mycorrhizal fungi in an Atlantic Forest chronosequence. Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP. **Biota Neotrópica**, v. 4, p. 1-15, 2004.

AKER, A. M.; CAPRONI, A. L.; BERBARA, R. L. L.; GRANHA, J. R. D. O. *et al*. Arbuscular mycorrhizal fungi in the Cerrado biome: effects of land use system, soil texture, and seasonality. **Revista Caatinga**, v. 35, p. 170-180, 2022.

ALMEIDA, D. S.**Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. Ilhéus: Editus, 130 p, 2016.

ALOTAIBI, M. O.; SALEH, A. M.; SOBRINHO, R. L.; Sheteiwy, M. S. *et al*. Arbuscular mycorrhizae mitigate aluminum toxicity and regulate proline metabolism in plants grown in acidic soil. **Journal of Fungi**, v. 7, n. 7, p. 1-15, 2021. https://doi.org/10.3390/jof7070531

ÁLVAREZ-LOPEZTELLO, J.; DEL CASTILLO, R. F.; ROBLES, C. *et al*. Spore diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in human modified neotropical ecosystems. **Ecological Research**, v. 34, n. 3, p. 394-405, 2019.

ALVINO, F. O.; DA SILVA, M. F. F.; RAYOL, B. P. Potencial de uso das espécies arbóreas de uma floresta secundária, na Zona Bragantina, Pará, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 34, p. 413-420, 2005.

ANDRADE, S. A.; DA SILVEIRA, A. P. Mycorrhiza influence on maize development under Cd stress and P supply. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, p. 39-50, 2008.

AYRES, J. M.; DA FONSECA, G. A.; RYLANDS, A. B.; QUEIROZ, H. L. *et al*. Os Corredores das Florestas Tropicais do Brasil. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 256 p., 2005.

BARTZ, M. L. C.; CARRENHO, R.; GOMES-DA-COSTA, S. M.; FILHO, A. C. *et al*. Comparação entre as técnicas de amostragem direta em campo e cultura-armadilha para mensuração da diversidade de espécies de fungos micorrízicos arbusculares. **Hoehnea**, v. 35, p. 159-164, 2008.

BELAY, Z.; NEGASH, M.; KASEVA, J.; VESTBERG, M. *et al*. Native forests but not agroforestry systems preserve arbuscular mycorrhizal fungal species richness in southern Ethiopia. **Mycorrhiza**, v. 30, n. 6, p. 749-759, 2020.

BEVER, J. D.; SCHULTZ, P. A.; PRINGLE, A.; MORTON, J. B. Arbuscular mycorrhizal fungi: more diverse than meets the eye, and the ecological tale of why: the high diversity of ecologically distinct species of arbuscular mycorrhizal fungi within a single community has broad implications for plant ecology. **Bioscience**, v. 51, n.11, p. 923-931, 2001.

BI, Y.; WANG, K.; DU, S.; MA, S. *et al*. Shifts in arbuscular mycorrhizal fungal community composition and edaphic variables during reclamation chronosequence of an open-cast coal mining dump. **Catena**, v. 203, p. 105301, 2021.

BONFANTE, P.; GENRE, A. Mechanisms underlying beneficial plant–fungus interactions in mycorrhizal symbiosis. **Nature Communications**, v.1, n. 1, p. 1-11, 2010.

BONFIM, J. A.; VASCONCELLOS, R. L. F.; GUMIERE, T.; MESCOLOTTI, D. L. C. *et al*. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a Brazilian Atlantic forest toposequence. **Microbial Ecology**, v. 71, n. 1, p. 164-177, 2015.

BONFIM, J. A.; VASCONCELLOS, R. L. F.; STÜRMER, S. L.; CARDOSO, E. J. B. N. Arbuscular mycorrhizal fungi in the Brazilian Atlantic forest: A gradient of environmental restoration. **Applied Soil Ecology**, v. 71, p. 7-14, 2013.

BRAGA, M. B.; LEITE, M. S.; DA LUZ, S. C. S. Biodiversidade nas UCNs: Vegetação e Flora. *In*: BRAGA, M. B.; LEITE, M. S.; DA LUZ, S. C. S. Biodiversidade das unidades de conservação do Recife. Ananindeua: Itacaiúnas, p. 19-20, 2021.

BRITO, D. M. C. Conflitos em unidades de conservação. **Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP**, 1, n. 1, 2008.

BRUNDRETT, M. C.; TEDERSOO, L. Evolutionary history of mycorrhizal symbioses and global host plant diversity. **New Phytologist**, 220, n. 4, p. 1108-1115, 2018.

CAPRONI, A. L., GRANHA, J. R. D. O., FORNACIARI, A. J.; FORNACIARI, A. J. *et al*. Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in an Amazon Environment after Mining. **Floresta e Ambiente**, 25, n. 3, p. e20150224, 2018.

CAPRONI, A. L.; FRANCO, A. A.; BERBARA, R. L. L.; GRANHA, J. R. D. O. *et al*. Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em áreas revegetadas após mineração de bauxita em Porto Trombetas, Pará. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 38, p. 1409-1418, 2003.

CARRENHO, R.; SILVA, E. S.; TRUFEM, S. F. B.; BONONI, V. L. R. Successive cultivation of maize and agricultural practices on root colonization, number of spores and species of arbuscular mycorrhizal fungi. **Brazilian Journal of Microbiology**, 32, p. 262-270, 2001.

CASTILLO, C. G.; BORIE, F.; GODOY, R.; RUBIO, R. *et al*. Diversity of mycorrhizal plant species and arbuscular mycorrhizal fungi in evergreen forest, deciduous forest and grassland ecosystems of Southern Chile. **Journal of Applied Botany and Food Quality**, 80, p. 40-47, 2006.

CHAGNON, P. L.; BRADLEY, R. L.; KLIRONOMOS, J. N. Trait-based partner selection drives mycorrhizal network assembly. **Oikos**, 124, n.12, p. 1609-1616, 2015.

CHAGNON, P. L.; BRADLEY, R. L.; MAHERALI, H.; KLIRONOMOS, J. N. A trait-based framework to understand life history of mycorrhizal fungi. **Trends in Plant Science**, 18, p. 484-491, 2013.

CHAO, A.; WANG, Y. T.; JOST, L. Entropy and the species accumulation curve: a novel entropy estimator via discovery rates of new species. **Methods in Ecology and Evolution**, 4, n. 11, p. 1091-1100, 2013.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2007. Ministério do Meio Ambiente. Resolução Nº 391/2007, de 25 de junho de 2007. **Biomas – Estágios sucessionais da vegetação da Mata Atlântica**. Paraíba: Conselho Nacional do Meio Ambiente, 41p.

DA CUNHA, J. A. S.; FONSÊCA, N. C.; CUNHA, J. S. A. C.; RODRIGUES, L. S. *et al*. Selective logging in a chronosequence of Atlantic Forest: drivers and impacts on biodiversity and ecosystem services. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 19, n. 3, p. 286-292, 2021.

DA SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; DA SILVA, E. M. R.; CORREIA, M. E. F. *et al*. Fungos micorrízicos arbusculares em áreas no entorno do Parque Estadual da Serra do Mar em Ubatuba (SP). **Revista Caatinga**, 19, n. 1, p. 1-10, 2006.

DAVISON, J.; GARCIA DE LEÓN, D.; ZOBEL, M..; MOORA, M. *et al*. Plant functional groups associate with distinct arbuscular mycorrhizal fungal communities. **New Phytologist**, 226, n. 4, p. 1117-1128, 2020.

DE ASSIS, D. M. A.; DE MELO, M. A. C.; DA SILVA, D. K. A.; OEHL, F. *et al*. Assemblages of arbuscular mycorrhizal fungi in tropical humid and dry forests in the Northeast of Brazil. **Botany**, 96, n. 12, p. 859-871, 2018.

DE ASSIS, D. M. A.; OEHL, F.; GONCALVES, C. M.; DA SILVA, D. K. A. *et al*. Community structure of arbuscular mycorrhizal fungi in fluvial and maritime dunes of Brazilian Northeast. **Applied Soil Ecology**, 108, p. 136-146, 2016.

DE CARVALHO, F.; DE SOUZA, F. A.; CARRENHO, R.; MOREIRA, F. M. S. *et al*. The mosaic of habitats in the high-altitude Brazilian rupestrian fields is a hotspot for arbuscular mycorrhizal fungi. **Applied Soil Ecology**, 52, p. 9-19, 2012.

DE CRISTO, S. C.; FORS, R. O.; DE CARVALHO, A. G. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in pasture areas in the Serra do Itajaí National Park. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, 13, n. 2, p. 1-7, 2018.

DE JESUS, J. A.; CAPRONI, A. L.; SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G. *et al*. Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities in pasture and tropical Riparian Forest ecosystems in Guajará-mirim, Rondônia, Brazil. **Floresta**, 51, n. 3, p. 658-667, 2020.

DE LEÓN, D. G.; MOORA, M.; ÖPIK, M.; JAIRUS, T. *et al*. Dispersal of arbuscular mycorrhizal fungi and plants during succession. **Acta Oecologica**, 77, p. 128-135, 2016.

DE SOUZA, F. A.; DECLERCK, S. Mycelium development and architecture, and spore production of Scutellospora reticulata in monoxenic culture with Ri T-DNA transformed carrot roots. **Mycologia**, 95, n. 6, p. 1004-1012, 2003.

DE SOUZA, F. A.; STÜRMER, R. C.; CARRENHO, R.; TRUFEM, S. F. B. FMA: Classificação e ocorrência no Brasil. *In*: SIQUEIRA, J. O.; DE SOUZA, F. A.; CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M. (Ed.). **Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil**. Lavras: UFLA, 2010. p. 279–310.

DOS PASSOS, J. H.; MAIA, L. C.; DE ASSIS, D. M. A.; DA SILVA, J. A. et al. Arbuscular mycorrhizal fungal community structure in the rhizosphere of three plant species of crystalline and sedimentary areas in the Brazilian dry forest. **Microbial Ecology**, 82, n. 1, p. 104-121, 2020.

DOS SANTOS, H. G.; JACOMINE, P.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A. *et al*. Atributos diagnósticos e outros atributos. *In*: **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa, 2018. p. 356.

DUFRENE, M., LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, 67, p. 345–366, 1977.

EZEOKOLI, O. T., MASHIGO, S. K., MABOETA, M. S., BEZUIDENHOUT, C. C. *et al.* Arbuscular mycorrhizal fungal community differentiation along a post-coal mining reclamation chronosequence in South Africa: A potential indicator of ecosystem recovery. **Applied Soil Ecology**, 147, p. 103429, 2020.

FERREIRA, P. F. A.; SILVA, L. C.; MARTINEZ, H. A. R.; FERREIRA, K. A. *et al*. Efeito da sazonalidade na comunidade de Fungos Micorrízicos Arbusculares em áreas com Mimosa caesalpiniifolia, **. Revista Trópica: Ciências Agrárias e Biológicas**, 10, n. 2, p.105-113, 2018.

FLORA DO BRASIL. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP> Acessado em 10 out. 2020.

FOISSNER, W. 2006. Biogeography and dispersal of micro-organisms: a review emphasizing protists. **Acta Protozoological**, 45, n. 2, p. 111-136, 2006.

FOISSNER, W. Protist diversity and geographical distribution: some basic considerations. **Biodiversity Conservation**, 17, p. 235-242, 2008.

FROSI, G.; BARROS, V. A.; OLIVEIRA, M. T.; SANTOS, M. *et al*. Symbiosis with AMF and leaf Pi supply increases water deficit tolerance of woody species from seasonal dry tropical forest. **Journal of Plant Physiology**, 207, p. 84–93, 2016.

GAMAGE, H. K.; SINGHAKUMARA, B. M. P.; ASHTON, M. S. Effects of light and fertilization on arbuscular mycorrhizal colonization and growth of tropical rain-forest Syzygium tree seedlings. **Journal of Tropical Ecology**, 20, n. 5, p. 525-534, 2004.

GANDOLFI, S.; LEITÃO, F. H.; BEZERRA, C. L. F. Composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo de mata mesófila semidecidua de encosta, no município d Guarulhos – SP. **Revista Brasileira de Botânica**, 55, p. 753-767, 1995.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V. Theoretical bases of the forest ecological restoration. *In*: RODRIGUES, R. R., MARTINS, S. V., GANDOLFI, S. (Ed.). **High**

diversity forest restoration in degraded areas. New York: Nova Science Publishers. 286 p., 2007.

GEHRING, C. A.; WHITHAM, T. G. Mycorrhizae-herbivore interactions: population and community consequences. *In*: VAN DER HEIJDEN, M.G.A.; SANDERS, I.R. (eds) Mycorrhizal Ecology. Ecological Studies, vol 157. Berlin, Heidelberg: Springer, 2002. p. 295-320.

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

GHOSH, A.; DUTTA, S. Investigation on Arbuscular Mycorrhizal colonization on the roots of some members of Fabaceae and selection of suitable hosts for mass multiplication of VAM. **International Journal of Advanced Research in Biological Sciences**, 3, n.10, p. 193-197, 2016.

GIANINAZZI, S.; GOLLOTTE, A.; BINET, M. N. B. Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in the ecosystem services. **Mycorrhiza**, 20, p. 519–530, 2010.

GOTO, B. T.; DA SILVA, G. A.; MAIA, L. C.; DE SOUZA, R. G. *et al*. *Racocetra tropicana*, a new species in the Glomeromycetes from tropical areas. **Nova Hedwigia**, 92, n. 1, p. 69, 2011.

GOTO, B. T.; DA SILVA, G. A.; MAIA, L. C.; OEHL, F. *Dentiscutata colliculosa*, a new species in the Glomeromycetes from Northeastern Brazil with colliculate spore ornamentation. **Nova Hedwigia**, 90, p. 383-393, 2010.

GUADARRAMA, P.; CASTILLO, S.; RAMOS-ZAPATA, J. A.; HERNÁNDEZ-CUEVAS, L. V. *et al*. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in changing environments: The effects of seasonality and anthropogenic disturbance in a seasonal dry forest. **Pedobiologia**, 57, n. 2, p. 87-95, 2014.

GUADARRAMA, P.; CASTILLO-ARGÜERO, S.; RAMOS-ZAPATA, J. A.; CAMARGO-RICALDE, S. L. *et al*. Propagules of arbuscular mycorrhizal fungi in a secondary dry forest of Oaxaca, México. **Revista de Biología Tropical**, 56, n. 1, p. 269-277, 2008.

GUTJAHR, C.; PARNISKE, M. Cell and developmental biology of arbuscular mycorrhiza symbiosis. **Annual Review of Cell and Developmental Biology**, 29, p. 593-617, 2013.

HART, M. M., READER, R. J. Taxonomic basis for variation in the colonization strategy of arbuscular mycorrhizal fungi. **New Phytologist**, 153, p. 335–344, 2002.

HART, M. M.; ALEKLETT, K.; CHAGNON, P. L.; EGAN, C. *et al*. Navigating the labyrinth: a guide to sequence-based, community ecology of arbuscular mycorrhizal fungi. **New Phytologist**, 207, n. 1, p. 235-247, 2015.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (H ill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, 7, n. 12, p. 1451-1456, 2016.

JEFWA, J. M.; OKOTH, S.; WACHIRA, P.; KARANJA, N. *et al*. Impact of land use types and farming practices on occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) Taita-Taveta district in Kenya. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 157, p. 32-39, 2012.

JENKINS, W. R. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. **Plant Disease Report**, 48, p. 692, 1964.

JIANG, Y.; WANG, W.; XIE, Q.; LIU, N. *et al*. Plants transfer lipids to sustain colonization by mutualistic mycorrhizal and parasitic fungi. **Science**, 356, n. 6343, p. 1172-1175, 2017.

JOBIM, K.; VISTA, X. M.; GOTO, B. T. 2018. Jobim, K. Updates on the knowledge of arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycotina) in the Atlantic Forest biome-an example of very high species richness in the Brazilian landscape. **Mycotaxon**, 133, n. 1, p. 209-209, 2018.

KAWAHARA, A.; AN, G. H.; MIYAKAWA, S.; SONODA, J. *et al*. Nestedness in arbuscular mycorrhizal fungal communities along soil pH gradients in early primary succession: Acid-tolerant fungi are pH generalists. **PLOS One**, 11, n. 10, p. 0165035, 2016.

KIVLIN, S. N.; HAWKES, C. V.; TRESEDER, K. K. Global diversity and distribution of arbuscular mycorrhizal fungi. **Soil Biology and Biochemistry**, 43, n. 11, p. 2294-2303, 2011.

KOZIOL, L.; BEVER, D. AMF, phylogeny, and succession: specificity of response to mycorrhizal fungi increases for late-sucessional plants. **Ecosphere**, 7, n. 11, p. 1-11, 2016.

KUMAR, A.; DAMES, J. F.; GUPTA, A.; SHARMA, S. *et al*. Current developments in arbuscular mycorrhizal fungi research and its role in salinity stress alleviation: a biotechnological perspective. **Critical Reviews in Biotechnology**, 35, n. 4, p. 461-474, 2014.

LATTUADA, D. S.; RIETH, S.; BACK, M. M.; SOUZA, P. V. D. D. 2019. Interaction between endomycorrhizae and native fruit tree (myrtaceae) in Rio Grande do Sul state. **Ciência Florestal**, 29, p. 1726-1736, 2019.

LEAL, P. L.; CARVALHO, T. S.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. *et al*. Assessment of the occurrence and richness of arbuscular mycorrhizal fungal spores by direct analysis of field samples and trap culture-a comparative study. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 90, p. 2359-2373, 2018.

LEBRÓN, L.; LODGE, D. J.; BAYMAN, P. Differences in arbuscular mycorrhizal fungi among three coffee cultivars in Puerto Rico. **International Scholarly Research Notices**. p. 1-7, 2012.

LEKBERG, Y. L. V. A.; KOIDE, R. T.; ROHR, J. R.; ALDRICH-WOLFE, L. A. U. R. A. *et al*. Role of niche restrictions and dispersal in the composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities. **Journal of Ecology**, 95, n. 1, p. 95-105, 2007.

LI, Y.; YANG, F.; OU, Y.; ZHANG, D. *et al*. Changes in forest soil properties in different successional stages in lower tropical China. **PLOS One**, 8, n. 11, p. 81359, 2013.

LIMA, M. S. D.; FREIRE, F. J.; MARANGON, L. C.; ALMEIDA, B. G. D. *et al*. Solos florestais em fragmento de floresta urbana na mata de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. **Ciência Florestal**, 28: 542-553, 2018.

LIU, Y.; JOHNSON, N. C.; MAO, L.; SHI, G. *et al*. Phylogenetic structure of arbuscular mycorrhizal community shifts in response to increasing soil fertility. **Soil Biology and Biochemistry**, 89, p. 196-205, 2015.

LIU, Y.; ZHANG, G.; LUO, X.; HOU, E. *et al*. Mycorrhizal fungi and phosphatase involvement in rhizosphere phosphorus transformations improves plant nutrition during subtropical forest succession. **Soil Biology and Biochemistry**, 153, p. 108099, 2021.

LÔBO, D.; LEAO, T.; MELO, F. P.; SANTOS, A. M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, 17, n. 2, p. 287-296, 2011.

LOVELOCK, C. E.; ANDERSEN, K.; MORTON, J. B. Arbuscular mycorrhizal communities in tropical forests are affected by host tree species and environment. **Oecologia**, 135, p. 268-279, 2003.

LUGO, A. E. The emerging era of novel tropical forests. **Biotropica** 41, p.589-591, 2009.

MAIA, L. C.; DA SILVA, G. A.; YANO-MELO, A. M.; GOTO, B. T. 2010. Fungos micorrízicos arbusculares no Bioma Caatinga. In: Siqueira, J. O., DE SOUZA, F. A., CARDOSO, E. J. B. N., TSAI, S. M. (Ed.). **Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil**. UFLA, Lavras, p. 279–310, 2010.

MAIA, L. C.; PASSOS, J. H.; DA SILVA, J. A.; FRITZ, O. *et al*. Species diversity of Glomeromycota in Brazilian biomes. **Sydowia**, 72, p. 181-205, 2020.

MARINHO, F.; DA SILVA, I. R.; OEHL, F.; MAIA, L. C. Checklist of arbuscular mycorrhizal fungi in tropical forests**. Sydowia**, 70, p. 107-127, 2018.

MAZZONI-VIVEIROS, S. C.; TRUFEM, S. F. B. Efeitos da poluição aérea e edáfica no sistema radicular de Tibouchina pulchra Cogn. (Melastomataceae) em área de mata Atlântica: associações micorrízicas e morfologia. **Brazilian Journal of Botany**, 27, p. 337-348, 2004.

MCGONIGLE, T. P.; MILLER, M. H.; EVANS, D. G.; FAIRCHILD, G. L. *et al*. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. **New Phytologist**, 115, p. 495-501, 1990.

MEDEIROS, P. S.; FERREIRA, L. V. Densidade de esporos de fungos micorrízicos arbusculares em uma cronossequência de florestas secundárias na Amazônia oriental. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais**, 13, n. 2, p. 247-259, 2018.

MEDEIROS, R.; YOUNG, C. E. F.; PAVESE, H, B.; ARAÚJO, F. F. A. Contribuição das Unidades de Conservação brasileiras para a economia brasileira. Brasília: **UNEP**, 44 p, 2011.

MESQUITA, A. N. S.; DA SILVA, A. F. O.; DOS SANTOS, A.; SIQUEIRA, W. N. A relação entre ambiente e sociedade: a importância das práticas de Educação Ambiental no Parque Estadual Horto Dois Irmãos (Recife-Brasil). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, 8, 11-29, 2020.

MITTERMEIER, R. A.; DA FONSECA, G. A.; RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, p. 601-607, 2005.

MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2010. Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros / Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 408 p.

MOEBIUS-CLUNE, D. J.; MOEBIUS-CLUNE, B. N.; VAN ES, H. M.; PAWLOWSKA, T. E. Arbuscular mycorrhizal fungi associated with a single agronomic plant host across the landscape: community differentiation along a soil textural gradient. **Soil Biology and Biochemistry**, 64, p. 191-199, 2013.

MORALES-LONDOÑO, D. M.; MEYER, E.; KUNZE, A.; GONZALEZ, D. *et al*. Are microbial activity and arbuscular mycorrhizal fungal community influenced by regeneration stages? A case study in Southern Brazil coastal Atlantic Rain Forest. **Applied Soil Ecology**, 138, p. 94-98, 2019.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, G. C.; DA FONSECA, A. B. *et al*. Conservation: Biodiversity as a bonus prize. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, p. 853-858, 2000.

NEINA, D. The role of soil pH in plant nutrition and soil remediation. **Applied and Environmental Soil Science**, 2019.

OEHL, F.; SCHNEIDER, D.; SIEVERDING, E.; BURGA, C. A. Succession of arbuscular mycorrhizal communities in the foreland of the retreating Morteratsch glacier in the Central Alps. **Pedobiologia**, 54, n. 5-6, p. 321-331, 2011a.

OEHL, F.; JANSA, J.; INEICHEN, K.; MAEDER, P. *et al*. Arbuscular mycorrhizal fungi as bio-indicators in Swiss agricultural soils. **Agrarforschung Schweiz**, 18, n. 7-8, p. 304-311, 2011b.

OEHL, F.; SIEVERDING, E.; INEICHEN, K.; MÄDER, P. *et al*. Impact of land use intensity on the species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems of Central Europe. **Applied and environmental microbiology**, 69, n. 5, p. 2816-2824, 2003.

OEHL, F.; SIEVERDING, E.; INEICHEN, K.; MAEDER, P. *et al*. Distinct sporulation dynamics of arbuscular mycorrhizal fungal communities from different agroecosystems in long-term microcosms. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 134, n. 3-4, p. 257-268, 2009.

OEHL, F.; SIEVERDING, E.; MÄDER, P.; DUBOIS, D. *et al*. Impact of long-term conventional and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. **Oecologia**, 138, n.4, p. 574-583, 2004.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P. *et al*. Vegan: Community Ecology Package. R Package version 2.5-6. Disponível em: < https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>. Acesso em 20 out 2022.

PAGANO, M. C.; DA SILVA, D. K. A; DA SILVA, G. A.; MAIA, L. C. M. Tropical Dry Forest Compared to Rainforest and Associated Ecosystems in Brazil. *In*: Pagano, M. C.; Lugo, M. A. (Ed.). **Mycorrhizal fungi in South America**. New York: Springer International Publishing, pp.177-192, 2019.

PEDONE-BONFIM, M. V. L.; DA SILVA, D. K. A.; MAIA, L. C.; YANO-MELO, A. M. Mycorrhizal benefits on native plants of the Caatinga, a Brazilian dry tropical forest. **Symbiosis**, 74, n. 2, p. 79-88, 2017.

PEREIRA, C. M. R.; DA SILVA, D. K. A.; DE ALMEIDA, A. C. F.; GOTO, B. T. *et al*. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Atlantic forest areas under different land uses. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 185, p. 245-252, 2014.

PEREIRA, C. M. R.; SILVA, D. K. A.; GOTO, B. T.; ROSENDAHL, S. *et al*. Management practices may lead to loss of arbuscular mycorrhizal fungal diversity in protected areas of the Brazilian Atlantic Forest. **Fungal Ecology**, 34, p. 50-58, 2018.

PEREIRA, C. M.; GOTO, B. T.; DA SILVA, D. A.; DE FERREIRA, A. A. *et al*. *Acaulospora reducta* sp. nov. and *A. excavata* - two glomeromycotan fungi with pitted spores from Brazil. **Mycotaxon**, 130, p. 983–995, 2015.

PEREIRA, C. M.; MAIA, L. C.; SANCHEZ-CASTRO, I.; PALENZUELA, J. *et al*. *Acaulospora papillosa*, a new mycorrhizal fungus from NE Brazil, and Acaulospora rugosa from Norway. **Phytotaxa**, 260, p. 014–024, 2016.

PERNAMBUCO. 1998. Lei Ordinária Nº 11622, de 29 de Dezembro de 1998. https://leisestaduais.com.br/pe/lei-ordinaria-n-11622-1998-pernambuco-dispoe-sobre-a-mudanca-de-categoria-de-manejo-das-reservas-ecologicas-de-caetes-e-dois-irmaos-da-outras-providencias. Consultado em 12 setembro 2021.

PHILLIPS, J. M.; HAYMAN, D. S. Improved procedures for cleaning roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. **Transactions of the British Mycological Society**, 55, p. 158-161, 1970.

PINTO, A. V. F.; SILVA, M. A. M.; DE LIMA, L, A. V.; DO NASCIMENTO, L. M. *et al.* Floristic and structure of the arboral community of a regenerating fragment of Atlantic Forest, Igarassu, Pernambuco, Brazil. Revista **Agro@mbiente On-line**, 12, n. 2, p. 145-155, 2018.

PIOTROWSKI, J. S.; LEKBERG, Y.; HARNER, M. J.; RAMSEY, P. W. *et al.* Dynamics of mycorrhizae during development of riparian forests along an unregulated river. **Ecography**, 31, n. 2, p. 245-253, 2008.

PONTES, J. S.; OEHL, F.; MARINHO, F.; COYNE, D. *et al*. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Brazil's Caatinga and experimental agroecosystems. **Biotropica**, 9, n. 3, p. 413-427, 2017.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2019.

REYES, H. A.; FERREIRA, P. F. A.; SILVA, L. C.; DA COSTA, M. G. *et al.* Arbuscular mycorrhizal fungi along secondary forest succession at the eastern periphery of Amazonia: Seasonal variability and impacts of soil fertility. **Applied Soil Ecology**, 136, p. 1-10, 2019.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A. *et al*. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 16, 208–214, 2018.

RIBEIRO, E.; JESUS, J.; FERRAZ, E. M. N. Impactos Ambientais Causados pelo Uso Público em Áreas Naturais do Parque Estadual de Dois Irmãos, Recife PE. **Revista Brasileira de Biociências**, 5, n. 1, p. 72-74, 2007.

ROBINSON-BOYER, L.; GRZYB, I.; JEFFRIES, P. Shifting the balance from qualitative to quantitative analysis of arbuscular mycorrhizal communities in field soils. **Fungal Ecology**, 2, n. 1, p. 1-9, 2009.

ROCHA, M. J. C.; Componentes da produção do feijão preto cultivado em solo arenoso em função da inoculação das suas sementes com Azospirillum Brasiliense. **Brazilian Journal of Development**, 7, n. 10, p. 95385-95396, 2021.

RODRIGUES, L. A.; DA SILVA, D. K. A.; YANO-MELO, A. M. Arbuscular mycorrhizal fungal assemblages in conservation unit of Atlantic forest areas under native vegetation and natural regeneration. **Microbial Ecology**, 82, n. 1, p. 122-134, 2021.

RODRIGUES, M. F.; SILVA, S. P. V. Plano de Manejo do Parque Estadual de Dois Irmãos. Recife: SEMAS - Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade do estado de Pernambuco, 2014, 73p.

RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA, S.; TEIXEIRA, H.; CORREIA, M.; TIMÓTEO, S. *et al*. Arbuscular mycorrhizal fungi communities from tropical Africa reveal strong ecological structure. **New Phytologist**, 213, n. 1, p. 380-390, 2016.

RODRÍGUEZ-LEÓN, C. H.; PEÑA-VENEGAS, C. P.; STERLING, A.; MUÑOZ *et al*. Changes in Soil-Borne Communities of Arbuscular Mycorrhizal Fungi during Natural Regrowth of Abandoned Cattle Pastures Are Indicative of Ecosystem Restoration. **Agronomy**, 11, n. 12, p. 2468, 2021.

ROTH, R.; PASZKOWSKI, U. Plant carbon nourishment of arbuscular mycorrhizal fungi. **Current Opinion in Plant Biology**, 39, p. 50-56, 2017.

SÄLE, V.; AGUILERA, P.; LACZKO, E.; MÄDER, P. *et al*. Impact of conservation tillage and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. **Soil Biology and Biochemistry**, 84, p. 38-52, 2015.

SANTOS, R. S.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; SCORIZA, R. N. Fungos micorrízicos arbusculares e serapilheira como indicadores do efeito de borda em fragmento de floresta estacional. **Ciência Florestal**, 28, p. 324-335, 2018a.

SANTOS, V. L.; SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; BERBARA, R. L. L. Comunidade de fungos micorrízicos arbusculares e glomalina em ecossistemas de Mata Seca, Brasil. **Revista de la Facultad de Agronomía**, 117, p.13-21, 2018b.

SCORIZA, R. N.; CORREIRA, M. E. F.; DA SILVA, E. M. R. Colêmbolos e fungos micorrízicos arbusculares como indicadores de degradação em fragmentos florestais de encosta.

Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences, 59, n. 4, p. 386, 2016.

SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; SANTOS, V. L.; MIGUEL, D. L. *et al*. Fungos micorrízicos arbusculares: Composição, comprimento de micélio extrarradicular e glomalina em áreas de Mata Atlântica. **Ciência Florestal**, 26, p. 419-430, 2016.

SILVA, D. K. A.; COUTINHO, F. P.; ESCOBAR, I. E. C.; DE SOUZA, R. G. *et al*. The community of arbuscular mycorrhizal fungi in natural and revegetated coastal areas (Atlantic Forest) in northeastern Brazil. **Biodiversity Conservation**, 24, p. 2213–2226, 2015.

SILVA, D. K. A.; FREITAS, N. O.; MAIA, L. C.; OEHL, F. *Scutellospora pernambucana*, a new fungal species in the Glomeromycetes with a characteristic germination orb. **Mycotaxon**, 106, p. 361–370, 2008.

SILVA, R. F.; ANTONIOLLI, Z. I.; LEAL, L.; DA SILVA, A. S. *et al*. Mycorrhyzal fungi occurrence in forestry species of Rio Grande do Sul state on central region. **Revista Brasileira de Agrociência**, 15, n. 1-4, p. 65-70, 2009.

SMITH, S.; READ, D. **Mycorrhizal Symbiosis**. New York: Academic Press, 2008.

SOKA, G. E.; RITCHIE, M. E. Arbuscular mycorrhizal spore composition and diversity associated with different land uses in a tropical savanna landscape, Tanzania. **Applied Soil Ecology**, 125, p. 222-232, 2018.

SOS MATA ATLÂNTICA. 2021. Relatório Anual. https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos. Acessado em 17 set. 2022.

SOUSA, C. D. S., MENEZES, R. S. C., SAMPAIO, E. V. D. S. B., LIMA, F. D. S. *et al*. Arbuscular mycorrhizal fungi in successional stages of Caatinga in the semi-arid region of Brazil. **Ciência Florestal**, 24, p. 137-148, 2014.

SOUSA, C. S.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. D. S. B.; LIMA, F. S. Glomalin: characteristics, production, limitations and contribution to soils**. Semina: Ciências Agrárias**, 33, n. 6, p. 3033-3044, 2012.

STÜRMER, S. L.; BEVER, J. D.; MORTON, J. B. Biogeography of arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota): a phylogenetic perspective on species distribution patterns. **Mycorrhiza**, 28, n. 7, p. 587-603, 2018.

STÜRMER, S. L.; KLAUBERG FILHO, O.; QUEIROZ, M. H. D.; MENDONÇA, M. M. D. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in soils of early stages of a secondary succession of Atlantic Forest in South Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, 20, p. 513-521, 2006.

STÜRMER, S. L.; SIQUEIRA, J. O. Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi across distinct land uses in Western Brazilian Amazon. **Mycorrhiza**, 21, n. 4, p. 255-267, 2011.

SUN, Y.; ZHANG, X.; WU, Z.; HU, Y. *et al*. The molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the arsenic mining impacted sites in Hunan Province of China. **Journal of Environmental Sciences**, 39, p. 110-118, 2016.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; GRILLO, A. S.; SANTOS, A. M. M. Fragmentação e perda de habitats na Mata Atlântica ao norte do rio São Francisco. *In*: SIQUEIRA-FILHO, J. A.; LEME, E. M. C**. Fragmentos de Mata Atlântica do Nordeste. Biodiversidade, Conservação e suas Bromélias.** Rio de Janeiro: Andréa Jakobson Estúdio, p. 81-99, 2006.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M.; HIROTA, M. *et al*. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, 19, n. 3, p. 695-700, 2005.

TEDERSOO, L.; SÁNCHEZ-RAMÍREZ, S.; KÕLJALG, U.; BAHRAM, M. *et al*. High-level classification of the Fungi and a tool for evolutionary ecological analyses. **Fungal Diversity**, 90, p. 135–159, 2018.

TEIXEIRA, H. M.; CARDOSO, I. M.; BIANCHI, F. J.; DA CRUZ, A. S, *et al*. Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, 457, p. 117696, 2020.

TEIXEIRA, P. C.; CAMPOS, D. V. B.; SALDANHA, M. F. C.; PÉREZ, D. V. Complexo sortivo do solo. *In*: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. Manual de métodos de análise de solo. Brasília: Embrapa, 2017. p. 240-244. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1085209.

TRINDADE, B. M.; LINS E SILVA, B. C. A.; DA SILVA, P. H.; FIGUEIRA, B. S. *et al.* Fragmentation of the Atlantic Rainforest in the Northern Coastal Region of Pernambuco, Brazil: Recent Changes and Implications for Conservation. **Global Science Books** 2, p. 5–13, 2008.

TURRINI, A.; BEDINI, A.; LOOR, M. B.; SANTINI, G. *et al*. Local diversity of native arbuscular mycorrhizal symbionts differentially affects growth and nutrition of three crop plant species. **Biology and Fertility of Soils**, 54, n. 2, p. 203-217, 2018.

ULLAH, S.; MUHAMMAD, B.; AMIN, R.; ABBAS, H. *et al*. Sensitivity of arbuscular mycorrhizal fungi in old-growth forests: Direct effect on growth and soil carbon storage. **Applied Ecological Environment Research**, 17, p. 13749-13758, 2019.

VAN DER HEIJDEN, M. G.; MARTIN, F. M.; SELOSSE, M. A.; SANDERS, I. R. Mycorrhizal ecology and evolution: the past, present, and the future. **New Phytologist**, 205, p. 1406–1423, 2015.

VAN DER HEIJDEN, M. G.; WIEMKEN, A.; SANDERS, I. R. Different arbuscular mycorrhizal fungi alter coexistence and resource distribution between co-occurring plant. **New Phytologist**, 157, n. 3, p. 569-578, 2003.

VAN DER HEIJDEN, M.; OHSOWSKI, B.; ABBOTT, L. K.; HART, M. Arbuscular mycorrhizal fungus responses to disturbance are context-dependent. **Mycorrhiza**, 27, n. 5, p. 431-440, 2017.

VIEIRA, L. C.; DA SILVA, D. K. A.; ESCOBAR, I. E. C.; SILVA, J. M. D. *et al*. Changes in an arbuscular mycorrhizal fungi community along an environmental gradient. **Plants**, 9, n. 1, p. 52, 2020.

VIEIRA, L. C.; DA SILVA, D. K.; DA SILVA, I. R.; GONÇALVES, C. M. *et al*. Ecological aspects of arbuscular mycorrhizal fungal communities in different habitat types of a Brazilian mountainous area. **Ecological Research**, 34, n. 1, p. 182-192, 2019.

WIJAYAWARDENE, N. N.; HYDE, K. D.; DAI, D. Q.; SÁNCHEZ-GARCÍA, M. *et al*. Outline of Fungi and fungus-like taxa-2021. **Mycosphere**, 13, n. 1, p. 53–453, 2022.

WINAGRASKI, E.; KASCHUK, G.; MONTEIRO, P. H. R.; AUER, C. G. *et al*. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in forest ecosystems of Brazil: A review. **Cerne**, 25, p. 25-35, 2019.

WRIGHT, S. J. Tropical forests in a changing environment. **Trends in Ecology & Evolution**, 20, n. 10, p. 553-560, 2005.

WRIGHT, S. J.; TURNER, B. L.; YAVITT, J. B.; HARMS, K. E. *et al*. Plant responses to fertilization experiments in lowland, species rich, tropical forests. **Ecology,** 99, n. 5, p. 1129-1138, 2018.

WU, B.; HOGETSU, T.; ISOBE, K.; ISHII, R. Community structure of arbuscular mycorrhizal fungi in a primary successional volcanic desert on the southeast slope of Mount Fuji. **Mycorrhiza**, 17, n. 6, p. 495-506, 2007.

YANG, W.; ZHANG, M.; SONG, F.; LIU, S. *et al*. Comparative analysis of arbuscular mycorrhizal fungal communities between farmland and woodland in the black soil region of Northeast China. **Agriculture**, 11, n. 9, p. 866, 2021.

YANO-MELO, M. A.; TRUFEM, B. F. S.; MAIA, C. L. Arbuscular mycorrhizal fungi in salinized and surrounded areas at the São Francisco Submedium Valley, Brazil. **Hoehnea**, 30, p. 79–87, 2003.

ZANGARO, W.; ALVES, R. A.; LESCANO, L. E.; ANSANELO, A. P. *et al*. Investment in fine roots and arbuscular mycorrhizal fungi decrease during succession in three Brazilian ecosystems. **Biotropica**, 44, n. 2, p. 141-150, 2012b.

ZANGARO, W.; ANSANELO, A. P.; LESCANO, L. E. A. M.; DE ALMEIDA ALVES, R. *et al*. Infection intensity, spore density and inoculum potential of arbuscular mycorrhizal fungi decrease during secondary succession in tropical Brazilian ecosystems. **Journal of Tropical Ecology**, 28, n. 5, p. 453-462, 2012a.

ZANGARO, W.; BONONI, V. L. R.; TRUFEM, S.B. Mycorrhizal dependency, inoculum potential and habitat preference of native woody species in South Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 16, p. 603-622, 2000.

ZANGARO, W.; NISHIDATE, F. R.; VANDRESEN, J.; ANDRADE, G. *et al*. Root mycorrhizal colonization and plant responsiveness are related to root plasticity, soil fertility and successional status of native woody species in southern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 23: 53–62, 2007.

ZANGARO, W.; NISIZAKI, S. M. A.; DOMINGOS, J. C. B., NAKANO, E. M. Mycorrhizal response and successional status in 80 woody species from south Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 19, n. 3, p. 315-324, 2003.

ZANGARO, W.; NISIZAKI, S. M.; DOMINGOS, J. C.; NAKANO, E. M. Micorriza arbuscular em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi, Paraná. **Cerne**, 8, n. 1, p. 77-87, 2002.

ZANGARO, W.; ROSTIROLA, L. V.; DE SOUZA, P. B.; DE ALMEIDA, R. A. *et al*. Root colonization and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi in distinct successional stages from an Atlantic rainforest biome in southern Brazil. **Mycorrhiza**, 23, p. 221-233, 2013.

ZANGARO, W.; MOREIRA, M. Micorrizas arbusculares nos biomas Floresta Atlântica e Floresta de Araucária. *In*: SIQUEIRA, J. O.; DE SOUZA, F. A.; CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S.M. (Ed.). **Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil**. Lavras: UFLA, pp. 279–310, 2010.

ZHANG, J.; QUAN, C.; MA, L.; CHU, G. *et al*. Plant community and soil properties drive arbuscular mycorrhizal fungal diversity: A case study in tropical forests. **Soil Ecology Letters**, 3, n. 1, p. 52-62, 2021.

ZHANG, Y.; GUO, L. D.; LIU, R. J. Survey of arbuscular mycorrhizal fungi in deforested and natural forest land in the subtropical region of Dujiangyan, southwest China. **Plant and Soil**, 261, n. 1, p. 257-263, 2004.

ZHAO, Z. W.; WANG, G. H.; YANG, L. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a tropical rainforest of Xishuangbanna, southwest China. **Fungal Diversity**, 13, p. 233-242, 2003.