



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

DANIELE MAGNA AZEVEDO DE ASSIS ARAÚJO

DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA)
EM FLORESTAS TROPICAIS SECAS E ÚMIDAS DO NORDESTE DO
BRASIL

Recife
2019

DANIELE MAGNA AZEVEDO DE ASSIS ARAÚJO

**DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA)
EM FLORESTAS TROPICAIS SECAS E ÚMIDAS DO NORDESTE DO
BRASIL**

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

Área de concentração: Micologia Básica (Taxonomia e Ecologia de Fungos).

Orientador: Gladstone Alves da Silva

Coorientadora: Danielle Karla Alves da Silva

Recife

2019

Catálogo na Fonte:
Bibliotecário Bruno Márcio Gouveia, CRB-4/1788

Assis, Daniele Magna Azevedo de

Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em florestas tropicais secas e úmidas no Nordeste do Brasil / Daniele Magna Azevedo de Assis. - 2019.

97 f. : il.

Orientador: Gladstone Alves da Silva.

Coorientadora: Danielle Karla Alves da Silva

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-graduação em Biologia de Fungos, Recife, 2019.

Inclui referências.

1. Fungos. 2. Florestas tropicais. 3. Fungos do solo. I. Silva, Gladstone Alves da (orientador). II. Silva, Danielle Karla Alves da (coorientadora). III. Título.

579.5

CDD (22.ed.)

UFPE/CB-2021-204

DANIELE MAGNA AZEVEDO DE ASSIS ARAÚJO

**DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA)
EM FLORESTAS TROPICAIS SECAS E ÚMIDAS DO NORDESTE DO
BRASIL**

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

Data da defesa: 25/02/2019

COMISSÃO EXAMINADORA

Dr. Gladstone Alves da Silva (Orientador)/ Universidade Federal de Pernambuco

Dr. João Ricardo Gonçalves de Oliveira/ Universidade Federal da Paraíba

Dra. Iolanda Ramalho da Silva/ Universidade Federal de Pernambuco

Dra. Juliana Souza de Pontes Pessoa/ Universidade Federal de Pernambuco

Dr. Vitor Xavier de Lima/ Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo que Ele faz na minha vida.

Aos meus pais, Magna e Ivo, sem eles eu não teria chegado até aqui.

A Nelson Rodrigues, pelo amor, incentivo, apoio, paciência, companheirismo, compreensão pelas minhas ausências e colaboração em muitas fases deste trabalho.

Ao Professor Gladstone, pela orientação, dedicação, atenção, assistência e confiança na realização deste trabalho.

A Danielle Karla Alves da Silva, pelo carinho, amizade, otimismo, incentivo e disponibilidade em ajudar sempre.

A Fritz Oehl, pelos ensinamentos na taxonomia de FMA e colaboração na identificação das espécies FMA do presente estudo.

À professora Laura Mesquita Paiva por me acompanhar na realização do estágio em docência.

À Coordenação de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela concessão da bolsa.

À Iolanda Ramalho e Juliana Pontes pelas sugestões, ajuda na realização deste trabalho, amizade, carinho e conselhos.

À Mayara Alice, Julyana Silva, Deborah Lima e Ingrid Moura pelo apoio, disponibilidade e auxílio em diversas etapas deste trabalho.

À Catarina Mello, Frederico Marinho, Jailma Alves, José Hilton, Inácio Pascoal, Larissa Vieira, Reginaldo Ferreira Neto pela amizade, auxílio, incentivo, apoio e por todos os momentos felizes compartilhados.

A todos os colegas de Laboratório de Micorrizas pela convivência diária e bons momentos.

Aos companheiros da turma de doutorado, pelos momentos compartilhados e de aprendizado durante as disciplinas.

Aos membros da banca examinadora, Dr. João Ricardo Gonçalves de Oliveira, Dra. Iolanda Ramalho da Silva, Dra. Juliana Souza de Pontes Pessoa, Dr. Vitor Xavier de Lima, Dra. Indra Elena Costa Escobar e a Dra. Gabriella Frosi Albuquerque Figueiroa Faria por aceitarem participar o convite para avaliar este trabalho.

E a todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

RESUMO

As florestas tropicais abrigam grande parte da biodiversidade conhecida do todo o planeta e fornecem serviços ecossistêmicos de importância global, como a ciclagem e retenção de nutrientes, realizadas por microrganismos do solo, como fungos micorrízicos arbusculares (FMA). Esses organismos biotróficos obrigatórios formam, com as plantas, uma simbiose mutualística, na qual fornecem nutrientes do solo para a planta, recebendo carboidratos e lipídeos em troca. No Nordeste do Brasil é possível observar mosaicos de florestas tropicais secas e úmidas crescendo em áreas adjacentes, mas com características bióticas e abióticas completamente diferentes. As comunidades de FMA ainda são pouco conhecidas nestes locais. Este trabalho teve como objetivo determinar a composição de comunidades nativas de FMA em áreas de florestas úmidas e secas no Nordeste do Brasil. Um total de 102 espécies pertencentes a 21 gêneros foi identificado em todas as áreas estudadas. *Glomus* e *Acaulospora* foram os gêneros com maior número de espécies, com 24 e 17 espécies, respectivamente. Maior riqueza de espécies foi observada em uma área de floresta seca (mais de 60% de todas as espécies identificadas neste estudo). O esforço amostral permitiu acessar cerca de 70% a 82% das espécies estimadas para as áreas. As áreas de florestas secas e úmidas apresentaram 75% de similaridade pelo índice de Sørensen. De acordo com índice de diversidade de Shannon não houve diferença significativa entre as comunidades de FMA das áreas estudadas, contudo considerando a PERMANOVA foi possível observar que composição das comunidades de FMA diferiu entre todas as áreas estudadas (exceto entre duas florestas secas). Os atributos químicos do solo (Ca e saturação por bases) apresentaram mais de 50% de correlação com a composição da comunidade de FMA. As florestas úmidas e secas abrigam comunidades de FMA altamente diversificadas e a composição dessas comunidades está fortemente relacionada aos atributos químicos do solo.

Palavras-chave: Comunidades. Glomeromycota. Florestas tropicais.

ABSTRACT

Tropical forests harbor most of the planet's biodiversity and providing ecosystem services of global importance, such as nutrient cycling and retention, performed by soil microorganisms as arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). These obligatory biotrophic organisms form, with the plants, a mutualistic symbiosis, in which they provide nutrients from the soil to the plant, receiving carbohydrates and lipids in exchange. In the Northeast of Brazil it is possible to record mosaics of tropical dry and moist forests growing nearby, but with completely different biotic and abiotic characteristics. AMF communities are still poorly known in these areas. This work aimed to determine the composition of native AMF communities in areas of humid and dry forests in northeastern Brazil. A total of 102 species belonging to 21 genera was identified in all the studied areas. *Glomus* and *Acaulospora* were the genera with the greatest number of species, with 24 and 17 species, respectively. Greater species richness was observed in an area of dry forest (more than 60% of all the species identified in this study). The sample effort allowed access to about 70% to 82% of the species estimated for the areas. Dry and humid forest areas were 75% similar by the Sørensen index. According to the Shannon diversity index there was no significant difference between the AMF communities of the studied areas, however, considering PERMANOVA, it was possible to observe that the composition of AMF communities differed between all the studied areas (except between two dry forests). Soil chemical attributes (Ca and base saturation) presented more than 50% correlation with the composition of the AMF community. Humid and dry forests harbor highly diversified AMF communities and the composition of these communities is strongly related to soil chemical attributes.

Key-words: Communities. Glomeromycota. Tropical forests.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização das áreas de estudo.....	38
Figura 2 – Áreas de estudo florestas tropicais secas e úmidas do Nordeste do Brasil. Florestas úmidas: A- Araripe; B- Serra do Contente; C – Serra das Antas. Florestas secas: D- Cariri; E- Karawatã; F- Águas Belas.....	39
Figura 3 - Representatividade dos gêneros de FMA em áreas de florestas tropicais úmidas e secas do Nordeste do Brasil.....	49
Figura 4 - Riqueza de FMA em áreas de florestas tropicais úmidas e secas do Nordeste do Brasil.....	50
Figura 5 - Curva de acumulação de espécies de fungos micorrízicos arbusculares em áreas em áreas de florestas tropicais úmidas (a) e secas (b) do Nordeste do Brasil.....	59
Figura 6 - Distribuição de espécies de FMA por gênero em áreas de florestas tropicais úmidas e secas do Nordeste do Brasil.....	61
Figura 7 - Diagrama de Venn de espécies fungos micorrízicos arbusculares em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe, SC e SA) e secas (Cariri, Karawatã e A. Belas) e secas do Nordeste do Brasil.....	64
Figura 8 - Diagrama de Venn de espécies fungos micorrízicos arbusculares em áreas de floresta tropical úmida (Araripe) e seca (Cariri) adjacentes do Nordeste do Brasil.....	65
Figura 9 - Diagrama de Venn de espécies fungos micorrízicos arbusculares em áreas de floresta tropical úmida (SC) e seca (Karawatã) adjacentes do Nordeste do Brasil.....	65
Figura 10. Diagrama de Venn de espécies fungos micorrízicos arbusculares em áreas de floresta tropical úmida (S. Antas) e seca (Águas Belas) adjacentes do Nordeste do Brasil.....	66
Figura 11. Diagrama de Venn de espécies fungos micorrízicos arbusculares em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe e Serra do Contente) do Nordeste do Brasil.....	66
Figura 12. Diversidade de FMA em áreas de florestas tropicais úmidas e secas do Nordeste do Brasil.....	70
Figura 13 - Análise de escalonamento multidimensional (NMS) baseado na abundância relativa de espécies de fungos micorrízicos arbusculares em áreas de florestas tropicais úmidas e secas do Nordeste do Brasil.....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Posição geográfica e características climáticas das áreas de estudo.....	41
Tabela 2 - Características químicas do solo em áreas de florestas tropicais úmidas e secas do Nordeste do Brasil.....	46
Tabela 3 - Características físicas do solo em áreas de florestas tropicais úmidas e secas do Nordeste do Brasil.....	46
Tabela 4 - Número de glomerosporos em áreas de florestas tropicais úmidas e secas do Nordeste do Brasil.....	47
Tabela 5 - Espécies de fungos micorrízicos arbusculares com abundância relativa (AR) em percentual (%) e frequência de ocorrência* (FO) em áreas de florestas tropicais úmidas e secas no Nordeste do Brasil.....	52
Tabela 6 - Similaridade de Sørensen entre as comunidades de FMA em áreas de florestas tropicais úmidas e secas no Nordeste do Brasil.....	64
Tabela 7 - Espécies indicadoras com respectivo valor de indicação (VI) e p-valor (<i>P</i>) em áreas de florestas úmidas e secas do Nordeste do Brasil.....	67

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
1.1 OBJETIVOS.....	11
1.1.1 Objetivo geral.....	11
1.1.2 Objetivos específicos.....	11
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	12
2.1 BIOGEOGRAFIA.....	12
2.2 FLORESTAS TROPICAIS ÚMIDAS.....	15
2.3 FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS.....	18
2.4 CAATINGA.....	19
2.5 FLORESTA ATLÂNTICA E BREJOS DE ALTITUDE.....	22
2.6 FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA).....	26
2.7 COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE FMA.....	31
2.8 FMA EM FLORESTAS TROPICAIS (CAATINGA E BREJOS DE ALTITUDE).....	34
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	38
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	38
3.2 AMOSTRAGEM.....	43
3.3 CULTURA ARMADILHA.....	43
3.4 EXTRAÇÃO DOS GLOMEROSPOROS E IDENTIFICAÇÃO DOS FMA.....	43
3.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS E ECOLÓGICAS.....	44
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
5 CONCLUSÕES.....	72
REFERÊNCIAS.....	73
APÊNDICE A – AUTORIZAÇÃO DO SISBIO.....	92
APÊNDICE B – PRIMEIRO ARTIGO PUBLICADO NA REVISTA BOTANY.....	95
APÊNDICE C – ESPÉCIES DE FMA IDENTIFICADAS NAS ÁREAS DE ESTUDO.....	96

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são reconhecidas por concentrarem maior parte da biodiversidade conhecida, nelas são detectadas diferenças consideráveis na estrutura da vegetação, composição e riqueza de espécies de plantas entre as áreas úmidas e secas (COX; MOORE, 2003; LEAL et al., 2016). No Brasil entre as florestas que as representam, destacam-se a Mata Atlântica e a Caatinga (RICKLEFS, 2010).

Devido à heterogeneidade ambiental (relevo, clima e solo), no Nordeste do Brasil há o predomínio de dois tipos fisionômicos de vegetação, as variações destas formações florestais refletem as variações abióticas (altitude, continentalidade e características edáficas) encontradas na região semiárida brasileira (MMA, 2005).

A Caatinga estende-se por quase todo o território desta região, com uma área que perfaz 844.000 km², sendo constituída por um mosaico de florestas sazonalmente secas e vegetação arbustiva espinhosa, com enclaves de mata úmida (IBGE, 2004; TABARELLI; SILVA, 2003).

Estes enclaves são denominados Brejos de Altitude, embora ocorram dentro dos domínios da Caatinga, apresentam maior afinidade florística com o domínio fitogeográfico da Floresta Atlântica (RODAL et al., 2008). Os Brejos de Altitude estendem-se sobre as encostas e topos das chapadas e serras com mais de 500 m de altitude, e representam ilhas de microclima dentro do semiárido nordestino (Moro et al., 2016; TABARELLI; SANTOS, 2004). Nestas áreas com maior altitude, ocorre uma redução na temperatura, aumento da precipitação e consequentemente há maior disponibilidade de água no solo, principal fator limitante do crescimento e sobrevivência das plantas em florestas tropicais secas (ALVES et al., 2009).

Em vista disso, o conhecimento de organismos que favoreçam o estabelecimento e o desenvolvimento destas comunidades vegetais é fundamental para a manutenção destas florestas, como os fungos micorrízicos arbusculares (FMA), que realizam diversos serviços ecossistêmicos, como: melhoria da estruturação do solo (por ação mecânica das hifas e por produção de glomalina), promoção do crescimento das plantas, aumento da retenção de água e da resistência das plantas à seca, salinidade, presença de metais pesados no solo e estresses bióticos (GIANINAZZI et al., 2010).

Por serem componentes importantes dos ambientes terrestres, os FMA promovem vários benefícios para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas, contribuindo para a qualidade do solo e ciclagem de nutrientes (VAN DER HEIJDEN et

al., 2008). Portanto, informações sobre o comportamento desses fungos permitem o conhecimento de aspectos ecológicos indispensáveis no esclarecimento da ocorrência desse grupo. Logo, este trabalho teve como objetivo determinar a composição das comunidades nativas de FMA em áreas de florestas úmidas e secas no Nordeste do Brasil, relacionando a composição das espécies de FMA às características edáficas nos locais de estudo.

Considerando que as comunidades de FMA são sensíveis a uma variedade de fatores bióticos e abióticos, que interagem e conduzem sua estrutura (DAVISON et al., 2012), é esperado que a diversidade desses fungos seja diferente entre locais com diferentes tipos de vegetação e solo, havendo predomínio de táxons distintos de FMA de acordo com as características ambientais de cada local.

Portanto, nossa hipótese é que as características edáficas são determinantes na composição das comunidades de FMA entre as áreas estudadas, onde se reconhece distintas características ambientais (meteorológicas) e composição florística.

Com a obtenção destes dados é possível aumentar o conhecimento da biodiversidade deste grupo de fungos, propiciando maior acurácia na escolha de áreas destinadas a preservação de espécies, e auxiliando no monitoramento das áreas de proteção existentes, garantindo a conservação da diversidade biológica nas mesmas, sobretudo em áreas com elevada biodiversidade. As informações obtidas poderão servir como subsídio para políticas públicas de preservação e conservação de áreas.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Determinar a composição das comunidades nativas de FMA em áreas de florestas secas e úmidas do Nordeste do Brasil.

1.1.2 Objetivos específicos

- Identificar as espécies de FMA presentes nas áreas de estudo;
- Determinar a diversidade, a frequência e a abundância de espécies de FMA;
- Verificar a similaridade das comunidades de FMA entre as áreas de estudo;
- Avaliar a influência das características do solo nas comunidades de FMA;
- Esclarecer padrões de distribuição das comunidades de FMA destas áreas.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 BIOGEOGRAFIA

A biogeografia está relacionada à compreensão de fatores que influenciam a distribuição das espécies no espaço através do tempo, o que permite o conhecimento de mecanismos que geram e mantêm a diversidade (MARTINY et al., 2006). O questionamento sobre o que determina os padrões de distribuição de determinadas espécies ou quais fatores limitam e favorecem a distribuição das mesmas tem sido alvo crescente de estudos.

A questão de preferência de habitat e distribuição tem sido abordada a partir do ponto de vista individual, indo desde a biologia molecular até a ecologia da paisagem, passando através do organismo, da população e da ecologia de comunidades (SCARANO et al., 2005). Assim, a biogeografia pode ser definida como o estudo da distribuição geográfica dos seres vivos no planeta, a partir das interações, organização e processos do presente e passado no espaço (CRISCI et al., 2003; TROPPEMAIR, 2012).

A biogeografia está dividida fundamentalmente com base em dois aspectos: ecológico e histórico. A abordagem da biogeografia ecológica procura explicar como os processos ecológicos que acontecem em períodos de curta duração agem nos padrões de distribuição dos seres vivos; enquanto que, a biogeografia histórica busca esclarecer como determinados processos aconteceram (durante períodos de longa duração – em intervalos de tempo evolucionários de milhões de anos) e influenciaram os padrões conhecidos atualmente (CRISCI et al., 2003; COX; MOORE, 2009).

A identificação dos processos biogeográficos (como os eventos geológicos e climáticos) envolvidos na distribuição atual da biota leva a compreensão da maneira como ocorreu essa distribuição, quando começou a ter seus limites, onde viviam os membros ancestrais, entre outros (CRISCI et al., 2003; COX; MOORE, 2009).

Para entender os resultados de processos evolutivos passados sobre padrões atuais deve-se considerar a análise espacial (como os fenômenos se manifestaram no espaço), com base em três pontos: distribuição dos organismos através do espaço geográfico, como os processos espaço-tempo podem modificar o arranjo destes e a possibilidade de determinar eventos biogeográficos pretéritos a partir de observações (CRISCI et al., 2003).

De acordo com Humpries (2010), quando os componentes históricos são adequadamente investigados, muitos ou quase todos os padrões de distribuição em larga

escala poderão ser explicados, como por exemplo: as localizações das ilhas, extinções em massa, concentração e especiação em regiões orogênicas (RICKLEFS, 2004).

As questões sobre padrões de diversidade em larga escala são fundamentalmente relacionadas à biogeografia histórica, no entanto para compreender plenamente os padrões globais de diversidade, é necessário entender como a ecologia influencia a grande escala de padrões biogeográficos (WIENS; DONOGHUE, 2004). Logo, uma abordagem integrada entre estas duas vertentes biogeográficas possibilita o mais completo reconhecimento desses padrões, pois muitos deles resultam de uma combinação de processos ecológicos, evolucionários e biogeográficos (QUIAN et al., 2014).

Para padrões de grande escala devem ser tomadas em conjunto as estimativas locais (pontuais) indo até a escala regional, permitindo a análise dos papéis de “*turnover*” (renovação) entre os habitats e a distância entre as regiões (RICKLEFS, 2004). Em ecologia de comunidade, a composição em escala local das comunidades depende do conjunto regional de espécies, sendo os fatores climáticos e evolutivos as principais fontes de riqueza de espécie em assembleias regionais (WIENS; DONOGHUE, 2004; QUIAN et al., 2014).

Os padrões de larga escala se conectam com a ecologia através de processos que ocorrem em escalas espaciais menores, como por exemplo, a distribuição de organismos dentro de uma região, que é determinada pela sua ecologia e fisiologia (WIENS; DONOGHUE, 2004). De acordo com estes autores, padrões biogeográficos resultam de processos que influenciam a dispersão em escalas espaciais e temporais.

Dessa maneira as distribuições geográficas resultam da combinação histórica de alguns processos: a dispersão (permanência dos organismos em determinada região do planeta, expansão ou retração dos limites da sua distribuição), a extinção - morte de populações (e de espécies) em certas áreas, e a vicariância que é a fragmentação da distribuição de uma espécie ancestral pelo surgimento de uma barreira geográfica, isolando populações que se diferenciaram (por especiação) (CRISCI et al., 2003; ALMEIDA; SANTOS, 2011).

A dispersão envolve a transposição de barreiras geográficas pré-existentes, se a faixa de alcance da população ancestral era limitada e alguns de seus membros a cruzam e colonizam uma nova área, permanecendo isolados da população original, eles podem eventualmente diferenciar-se em um novo táxon (COX; MOORE, 2009; ALMEIDA; SANTOS, 2011).

Na explicação da vicariância a população ancestral foi dividida pelo desenvolvimento de barreiras que eles não podem cruzar, assim o aparecimento desta barreira causa a disjunção, portanto a barreira é mais antiga que a disjunção (CRISCI et al., 2003).

A extensão espacial da distribuição depende da capacidade de dispersão, qualquer fator climático ou topográfico (ou uma combinação deles) pode constituir uma barreira de distribuição para os organismos, limitando a dispersão dos mesmos. Havendo a superação das barreiras, a dispersão pode ocorrer por corredores ou pela rota de filtros, originando os centros de dispersão - áreas onde novos táxons se difundem a outras regiões (RICKLEFS, 2010; TROPPMAIR, 2012).

Alguns táxons têm uma distribuição generalizada, enquanto outros possuem distribuição mais restrita (endêmicos), as áreas de distribuição de uma espécie estão relacionadas a vários fatores, entre eles: o clima (principalmente a temperatura e umidade), características do habitat e competição intra e interespecífica (CRISCI et al., 2003).

A influência das características ambientais é tão forte na determinação da distribuição dos táxons, que com base nisso é possível realizar possíveis previsões de ocorrência das espécies. Em vista disso, a modelagem preditiva é de grande interesse na biogeografia ecológica e tem sido empregada para determinar a distribuição geográfica de espécies a partir de características ambientais (DE MARCO JR.; SIQUEIRA, 2009). Essa abordagem é fundamentada no nicho ecológico (conjunto de condições e recursos nos quais os indivíduos de uma espécie são capazes de sobreviver, crescer e reproduzir) (GIANNINI et al., 2012).

A modelagem associa as condições ambientais, dentro das quais cada espécie pode persistir, a informações conhecidas de sua distribuição, assim regiões geográficas que apresentam ambientes semelhantes ao local onde a espécie foi observada podem ser identificadas (PEARSON et al., 2007).

O clima é um fator crucial que controla a dinâmica externa da superfície terrestre e afeta consequentemente a distribuição geográfica dos organismos vivos; além disso, as mudanças climáticas podem ocasionar alterações substanciais no ganho e perda de espécies (SUGUIO, 2010; DINIZ FILHO; ARAÚJO, 2011). Este fator desempenha um papel significativo na distribuição da diversidade de espécies vegetais, sobretudo pela natureza estática das plantas, que são muito mais vulneráveis as condições ambientais e ecológicas (PUNYASENA et al., 2008; COX; MOORE, 2009). O clima consiste em

numerosos componentes (temperatura, precipitação, vento, evaporação, iluminação solar), entre eles a temperatura é o que mais afeta a composição das florestas tropicais, devido a sua estreita faixa (variação) anual e diurna nos trópicos, onde a incidência dos raios solares é mais intensa (PUNYASENA et al., 2008; COX; MOORE, 2009).

De acordo com Ackerly et al. (2010), a área ocupada por um clima em particular restringe a diversidade de táxons associados, já em áreas contíguas a maior diversidade deve-se (em parte) a maior heterogeneidade ambiental e climática.

Juntamente com as mudanças no clima, a fragmentação ambiental representa ameaça significativa para a diversidade, os impactos gerados agem sobre a distribuição de espécies, abundância e interações ecológicas; causando ainda perda da diversidade genética, declínio e extinção de populações (ACKERLY et al., 2010).

Em vista disso, as alterações climáticas e a fragmentação de habitat são consideradas pressões fundamentais na diversidade biológica, com a sinergia destes fatores causando efeitos negativos em escala global e regional (OPDAM; WASCHER, 2004).

2.2 FLORESTAS TROPICAIS ÚMIDAS

As taxas crescentes de fragmentação e destruição de habitats nos trópicos demandam uma compreensão mais profunda dos padrões de distribuição de espécies, portanto, para construir relações de causa-efeito para explicar os padrões de distribuição de espécies vegetais, é necessário conhecer a história natural e evolutiva dos táxons envolvidos (SCARANO et al., 2005).

As florestas tropicais concentram a maior parte da diversidade do planeta, sendo fundamentais na prestação de serviços ecossistêmicos de importância global (SOS MATA ATLÂNTICA, 2015). Encontram-se distribuídas em ambientes tropicais úmidos das Américas Central e do Sul, África e Ásia (SALLES et al., 1998).

Como características apresentam: clima tropical úmido, com temperatura média de 20° C e elevada precipitação anual (2.000 mm), com vegetação dominada por um dossel contínuo de árvores, sendo também conhecida como Floresta Pluvial Tropical (RICKLEFS, 2010). No Brasil é representada pela Floresta pluvial neotropical - composta pelos biomas Amazônia e Mata Atlântica; e pela Floresta sazonal tropical/Savana, correspondente aos biomas: Cerrado e Caatinga (RICKLEFS, 2010; TROPMAIR, 2012).

A região Neotropical estende-se geograficamente pela América do Sul e América Central, sul do México, Índias Ocidentais (Caribe) e sul da península da Flórida (MORRONE, 2011). Nela um variado conjunto de climas e topografia exerceu intenso efeito sobre a composição e estrutura da vegetação (BURNHAM; GRAHAM, 1999).

No Neotrópico estes diferentes tipos de floresta, ecologicamente e floristicamente distintos, e a vegetação de áreas secas, são considerados separadamente em análises biogeográficas, pois seus componentes reagiram de maneira distinta às mudanças ambientais (PENNINGTON et al., 2000).

Nas florestas neotropicais são detectadas diferenças consideráveis na estrutura da vegetação, composição e riqueza de espécies de plantas entre as florestas úmidas e secas (LEAL et al., 2016). Em escala local, as características edáficas e a topografia têm sido reconhecidas como os principais fatores que influenciam a composição e riqueza nas florestas tropicais (CLARK; CLARK, 2000; ARRUDA et al., 2015).

A história única da vegetação do Neotrópico foi estruturada por quatro eventos principais: o isolamento geográfico, a subsequente elevação dos Andes (com mudanças fisiográficas), a oclusão do istmo do Panamá e flutuações climáticas do quaternário (BURNHAM; GRAHAM, 1999).

Os últimos 2,6 milhões de anos, que correspondem ao período Quaternário (o mais recente da escala geológica do tempo), foram caracterizados por dramáticas oscilações climáticas, essas mudanças provocaram modificações nas composições e distribuições da fauna e da flora (SUGUIO, 2010; KISSLING et al., 2011).

A presença de enclaves de vegetação distinta, dentro dos domínios morfoclimáticos e fitogeográficos de outros biomas, reflete a dinâmica das mudanças climáticas e paleoecológicas deste período (AB'SÁBER, 2007). A análise de aspectos paleoclimáticos e seus reflexos na diversificada paisagem permitiu o desenvolvimento da teoria dos refúgios ecológicos, fundamentada em processos evolutivos relacionados ao paleoclima (TROPPEMAIR, 2012).

Os refúgios são vistos como áreas que fornecem estabilidade, facilitando a persistência das espécies nestes ambientes, apesar das mudanças bióticas e abióticas; posteriormente, quando as condições climáticas melhoraram, os táxons confinados a estas áreas se disseminaram (KEPPEL et al., 2012).

As localizações de refúgios florestais na floresta tropical foram inferidas tanto com base em padrões contemporâneos de endemismo, como relacionados a áreas com

alta precipitação, sendo muitos deles reconhecidos por estarem em locais com terreno mais elevado (PENNINGTON et al., 2000). Segundo Rodal et al. (2008) as florestas sazonais do Nordeste do Brasil têm sido interpretadas como refúgios de uma floresta mais úmida que ocorrera no Pleistoceno. Estas florestas sazonais são também conhecidas, em uma classificação mais ampla, como “florestas tropicais sazonalmente secas” (MORO et al., 2016).

Análises palinológicas sugerem que durante a transição do Pleistoceno para o Holoceno o clima era mais úmido e relativamente mais frio que o atual, revelando que a área hoje caracterizada por Caatinga foi coberta por uma vasta floresta tropical com afinidade florística com as florestas Amazônica e Atlântica (DE OLIVEIRA et al., 1999).

A expansão das florestas úmidas sobre as áreas ocupadas por formações vegetais de climas sazonais secos deve ter alcançado uma distribuição mais ampla em algum momento; são considerados evidências desse processo, os enclaves de florestas úmidas presentes no interior do domínio das Caatingas (ZANELLA, 2011).

De acordo com Werneck (2011) os atuais enclaves naturais, denominados Brejos de Altitude, deveriam ser remanescentes de uma floresta tropical mais antiga, provavelmente conectando a Amazônia e a Mata Atlântica. Os Brejos de altitude, também conhecidos como matas serranas, são considerados disjunções da floresta tropical perenifólia dentro do domínio da Caatinga (ANDRADE-LIMA, 1960).

Estas áreas acrescentam uma heterogeneidade extra para a região, abrigando “ilhas” de florestas úmidas ou subúmidas, cercadas por vegetação de Caatinga, que são floristicamente mais relacionadas à Mata Atlântica (MORO et al., 2016).

A flora encontrada nos brejos de altitude pode exibir ainda uma composição semelhante à outra floresta úmida. Santos et al. (2007) observaram uma relação biogeográfica mais próxima entre os brejos nordestinos com as florestas amazônicas, em comparação com as florestas atlânticas do sudeste do Brasil.

Os refúgios têm facilitado a persistência de componentes da biodiversidade durante milênios de mudanças climáticas, que persistiram em um longo prazo de isolamento (HAMPE; PETIT, 2005; KEPPEL et al., 2012).

Portanto, a identificação e proteção de refúgios é uma prioridade em face às alterações climáticas naturais e antropogênicas. Normalmente o pequeno tamanho desses habitats deveria facilitar a realização de medidas de conservação, contudo,

perturbações antrópicas, particularmente em regiões mais áridas representam sérias ameaças a estas áreas (HAMPE; PETIT, 2005).

2.3 FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS

A atual distribuição das formações vegetais tropicais sazonalmente secas estende-se desde a América Central, México e Caribe, em áreas menores próximas a Bacia Amazônica, alcançando a Caatinga, no Nordeste do Brasil e indo até o vale do rio Uruguai (WERNECK et al., 2011). A Caatinga é o principal centro de Floresta tropical sazonalmente seca no país, localizada no nordeste do Brasil indo até o leste de Minas Gerais (PENNINGTON et al., 2000).

A existência dessas áreas disjuntas indica que as formações vegetais tropicais sazonalmente secas, deveriam ser um único bioma relictual ainda mais extenso e contínuo (WERNECK, 2011). Esta ideia se deve ao fato de que, mesmo localizadas distantemente, há a ocorrência de espécies com distribuições disjuntas, sendo encontradas subpopulações em locais separados por distâncias geográficas significativas (MORO et al., 2016). O estudo das distribuições contemporâneas de espécies que habitam as florestas tropicais secas dá suporte a noção de que essas formações foram mais difundidas em períodos mais frios e secos do Pleistoceno, constituindo um único grupo fitogeográfico (PENNINGTON et al., 2004).

Além das variações no clima, a vegetação seria um reflexo da evolução do relevo, sendo a distribuição pretérita de uma floresta sazonalmente seca prevista não apenas por modelos climáticos, como também pelo desenvolvimento dos solos, uma vez que variações na topografia estão diretamente ligadas às diferenças nas características edáficas nestas florestas tropicais (ARRUDA et al., 2015; PONTARA et al., 2016).

A ecologia e distribuição global desigual das florestas tropicais sazonalmente secas estruturaram distintamente a história evolutiva e a biogeografia de grupos de plantas (lenhosas) confinados a elas, estas áreas têm poucas espécies de plantas lenhosas difundidas, gerando alta diversidade beta entre as florestas separadas (PENNINGTON et al., 2009). Segundo Keppel et al. (2012), as características esperadas em espécies encontradas em refúgios são dispersão reduzida e persistência a longo prazo.

De acordo com Pennington et al. (2004), as áreas disjuntas de distribuição atual das florestas neotropicais sazonalmente secas podem representar refúgios atuais para espécies destas florestas, o reconhecimento preciso destas áreas depende da

identificação das regiões de estabilidade histórica (WERNECK et al., 2011). A Caatinga seria o principal deles, mas não é uma região estável contínua porque também inclui zonas relativamente grandes de baixa estabilidade (colonizadas recentemente), tais como: Raso da Catarina, Planalto da Borborema e a Depressão Sertaneja Meridional, áreas que coincidem com a localidade de muitos refúgios de florestas montanas atuais, os conhecidos brejos de altitude (WERNECK et al., 2011).

As florestas tropicais secas estão submetidas a múltiplas pressões (como fragmentação florestal, fogo, conversão do seu território para agricultura e mudanças climáticas), cerca de 70% das áreas protegidas deste tipo de vegetação são encontrados na América do Sul, onde diversas análises biogeográficas tem destacado a Caatinga como uma importante área de endemismo para diversos grupos de organismos (MILES et al., 2006; WWF, 2017).

2.4 CAATINGA

A região semiárida brasileira abrange uma área de 969.589 km², com maior parte deste território distribuído na região Nordeste (89,5%), ocupando quase todos os estados desta região (exceto o estado do Maranhão) e parte do norte de Minas Gerais, no Sudeste do Brasil (IBGE, 2017). Devido a sua extensa área de distribuição o Nordeste brasileiro sofre influência de vários mecanismos de precipitação, sendo o fator predominante na estrutura e distribuição da vegetação (DA SILVA, 2004; BARBOSA et al., 2006).

Aproximadamente 70% da região Nordeste é recoberta pela Caatinga, o que corresponde a uma extensão de 800.000 km², constituindo a quarta maior formação vegetal do país, distribuída em 11% do território nacional (DRUMMOND et al., 2000; CASTELLETTI et al., 2003).

A Caatinga é considerada a floresta tropical sazonalmente seca com a maior extensão e a mais rica biota entre as florestas secas da América do Sul (PRADO, 2003). A vegetação da Caatinga é bastante heterogênea e diversificada, apresentando várias formações vegetais, sendo chamada de "as Caatingas" (ANDRADE-LIMA, 1981). É caracterizada por uma vegetação decídua, constituída por um mosaico de florestas sazonalmente secas e vegetação arbustiva espinhosa, com enclaves de mata úmida (TABARELLI; SILVA, 2003; QUEIROZ, 2006).

As várias adaptações exibidas pela flora deste bioma são mecanismos adaptativos às condições de estresse hídrico, e estão relacionados às condições ambientais que refletem características particulares do bioma, tais como: elevada evaporação, baixas taxas de umidade relativa, além das mais elevadas taxas de radiação solar e temperatura média anual do país (REIS, 1976; LIMA, 2012).

Apresenta um clima quente e semiárido, marcadamente sazonal, com precipitações baixas e irregulares, em geral distribuídas em três meses do ano (REIS, 1976). A quase completa caducifolia da maior parte das suas espécies origina seu nome, que em Tupi guarani significa “mata branca”, uma referência ao aspecto da vegetação durante a estação seca (QUEIROZ et al., 2006).

Na sua grande heterogeneidade, inclui numerosas fisionomias distintas de vegetação, que variam em função do regime de chuvas e do tipo de solo, indo desde florestas altas e secas até afloramentos rochosos com arbustos baixos esparsos (PRADO, 2003).

O território da Caatinga encontra-se distribuído em substratos cristalinos e sedimentares situados em depressões, chapadas e planaltos (PRADO, 2003). Esta região apresenta terrenos cristalinos praticamente impermeáveis, mas também possui terrenos sedimentares que proporcionam boa reserva de água subterrânea; os solos geralmente são pedregosos e tem baixa capacidade de reter água, embora sejam mineralmente ricos (ALVES et al., 2009).

A Depressão Sertaneja ocupa a maior área no embasamento cristalino, ocorre predominantemente em altitudes entre 300 e 500 m, mas também em algumas áreas mais altas, como o Planalto da Borborema e a Chapada Diamantina, que podem atingir mais de 1.000 m (DANTAS et al., 2008). As bacias sedimentares compreendem o Planalto da Ibiapaba, as Chapadas do Araripe - Apodi e o Raso da Catarina (incluindo toda extensão da Bacia Tucano – Jatobá) (VELLOSO et al., 2002; CARDOSO; QUEIROZ, 2011).

A divisão da Caatinga em ecorregiões buscou refletir a distribuição da biodiversidade, relacionando a distribuição e diversificação destas unidades de paisagem (VELLOSO et al., 2002). Cada uma delas é caracterizada por uma grande área geográfica que engloba diversos sistemas biológicos diferenciados entre si por fatores bióticos e abióticos, que regulam a estrutura e função das comunidades naturais (VELLOSO et al., 2002).

Estes autores propuseram a divisão do território da Caatinga em oito ecorregiões: Complexo de Campo Maior, Complexo Ibiapaba-Araripe, Depressão Sertaneja Setentrional, Planalto da Borborema, Depressão Sertaneja Meridional, Dunas do São Francisco, Complexo da Chapada Diamantina e Raso da Catarina.

Além das variações do relevo, também é refletida na composição florística a influência da formação geológica, havendo uma distinção clara entre a composição da flora encontrada no embasamento cristalino daquela de regiões sedimentares (MORO et al., 2016).

Entre as famílias que apresentam maior diversidade de táxons no bioma destacam-se: Fabaceae - representada por 293 espécies das quais 144 são endêmicas; Euphorbiaceae, possuindo uma grande diversidade de espécies dos gêneros *Croton* (velames), *Cnidoscolus* (favelas) e *Jatropha* (pinhões); Cactaceae (com 58 espécies registradas, sendo 42 delas endêmicas) e a família Bignoniaceae bem representada principalmente por espécies de lianas dos gêneros: *Arrabidaea*, *Adenocalymma* e *Piriadacus* (endêmico da caatinga) (QUEIROZ, 2006).

A Caatinga é um bioma exclusivo do Brasil, embora seja uma região natural distinta, ainda é o bioma menos conhecido do ponto de vista do seu estado de conservação, e provavelmente devido a essa falta de informações foi considerado pobre em riqueza de espécies (TABARELLI; SILVA, 2003; SANTOS et al., 2011).

A área remanescente encontra-se bastante fragmentada, mais de 45% do bioma foi alterado, além disso, a região da Caatinga conta com apenas 6,4% de sua área protegida em unidades de conservação, sendo que menos de 1% corresponde a áreas de proteção integral (CASTELLETTI et al., 2003; LEAL et al., 2005).

Ao analisarem alterações no território da Caatinga e perda da diversidade paisagística (durante um período de 12 anos), Schulz et al. (2017) mostraram evidências de que as atividades humanas podem ser as principais condutoras da atual diversidade e fragmentação da paisagem, além disso, variações anuais e mudanças na precipitação e no clima são consideradas um comando adicional nas mudanças da vegetação.

Em vista da perda territorial e fragmentação de habitat, estudos em áreas remanescentes são de grande importância para o conhecimento da biodiversidade presente neste bioma, a fim de preservar a biota natural, indispensável na manutenção de processos ecológicos. Dessa forma, estratégias de conservação eficazes são importantes para subsidiar programas de manejo e conservação da Caatinga.

2.5 FLORESTA ATLÂNTICA E BREJOS DE ALTITUDE

A biodiversidade não se distribui uniformemente pela superfície terrestre, de maneira geral os trópicos contêm muito mais espécies do que as áreas equivalentes em latitudes mais altas (DINIZ FILHO; ARAÚJO, 2011). O Brasil concentra de 15 a 20% do número total de espécies encontradas na Terra, portanto é considerado um país megadiverso (MMA, 2002).

Os biomas que constituem o território brasileiro estão ordenados a seguir em extensão territorial decrescente: Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Caatinga, Pampa e Pantanal (MMA, 2013). Dentre os biomas citados, a Mata Atlântica, que representa 0,8 % da superfície do planeta, contribui com a maior quantidade de espécies de plantas e animais (MMA, 2002; SOS MATA ATLÂNTICA, 2015).

Originalmente, a Mata Atlântica compreendia uma área com cerca de 1.360.000 km², correspondendo a 16% do território brasileiro, distribuída ao longo da costa litorânea do país (MMA, 2002).

A Mata Atlântica compreende uma variedade de formações florestais e ecossistemas associados, tais como: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, manguezais, restingas, campos de altitude, brejos interioranos, enclaves florestais do Nordeste, além de ilhas oceânicas (IBGE, 2004; MMA, 2007).

Embora pesquisas recentes estimem que a floresta atlântica brasileira possua uma cobertura vegetal com cerca de 32 milhões de hectares, o que corresponderia a 28% da vegetação remanescente (REZENDE et al., 2018), diferente dos 11-16% de cobertura nativa estimados anteriormente, este bioma chegou a ser reduzido a 7,8% da sua área original, com cerca de 102.000 km², sendo um dos biomas mais ameaçado de extinção do mundo (CAMPANILI; PROCHNOW, 2006), e apenas 3% das áreas de Mata Atlântica são protegidas em unidades de conservação, contudo essas áreas protegem menos de 10% dos remanescentes florestais e 1% da floresta original (MMA, 2007; COELHO; MELO, 2010).

Apesar da intensa devastação e desmatamento indiscriminado, a Mata Atlântica apresenta elevada riqueza de espécies devido à sua composição extremamente heterogênea e as várias fitofisionomias que a formam, as quais permitiram uma significativa diversificação ambiental, gerando as condições adequadas para o

desenvolvimento de um conjunto biótico de natureza vegetal e animal altamente rico (TABARELLI et al., 2005; CAMPANILI; PROCHNOW, 2006).

O domínio da Mata Atlântica estende-se numa faixa de latitude de 4° a 32 ° S, com variações longitudinais expressivas, se estabelecendo em varias zonas climáticas, a elevação vai do nível do mar até 2.900 m, com mudanças intensas na temperatura média do ar e no tipo dos solos, que proporcionam a este bioma uma enorme diversidade biológica, com muitas espécies raras e endêmicas (TABARELLI et al., 2005; MMA, 2010).

Como um dos domínios fitogeográficos do Brasil tem o seu próprio conjunto de táxons endêmicos, por possuírem distribuição geográfica semelhante a extensão onde ocorrem alguns gêneros e espécies podem servir como indicador de limites do bioma (FIASCHI; PIRANI, 2009).

As diferentes associações que compõem a Mata Atlântica foram classificadas com base em padrões ecológicos ou padrões fisionômicos e florísticos, a variada composição e diversificação deste bioma é diretamente relacionada à sua grande extensão ao longo da costa, as variações de altitudes, as diferenças de solo e relevo, que contribuem para a formação de diferentes paisagens, com processos ecológicos interligados (ALIANÇA MATA ATLÂNTICA, 2017).

A heterogeneidade do habitat teve um papel importante na diversificação da endemia da flora da Mata Atlântica, considerando que são registradas mais de 20 mil espécies de plantas, das quais oito mil são endêmicas (CAMPANILI; PROCHNOW, 2006; FIASCHI; PIRANI, 2009). Por ser uma das florestas mais ricas em diversidade do planeta e apresentar altos níveis de endemismo, associados a enorme devastação dos seus habitats, a Mata Atlântica é considerada uma das 25 prioridades mundiais para conservação da diversidade biológica (MYERS et al., 2000).

A devastação da Floresta Atlântica teve início em 1500, com a chegada dos colonizadores europeus ao Brasil, através da exploração madeireira com a retirada predatória desse recurso natural. Além deste, outros ciclos de atividades conhecidos na história da colonização do Brasil como a agricultura (cana de açúcar e café) e a mineração (ouro e diamante), resultaram na remoção da cobertura vegetal desta floresta (JOLY, 2007).

A destruição dos seus recursos florestais perdura até os dias atuais, com a especulação imobiliária, o plantio de espécies exóticas, a mineração e outras ações antrópicas que conduziram a Mata Atlântica a uma situação crítica de conservação com

grande parte da sua vegetação reduzida a poucos remanescentes florestais (MMA, 2002; CAMPANILI; PROCHNOW, 2006).

A Mata Atlântica nordestina cobria uma área original de 255.245 km², e atualmente seu território foi reduzido a aproximadamente 19.427 km², os remanescentes estão dispostos em pequenos fragmentos, sendo os maiores encontrados no estado da Bahia (TABARELLI et al., 2005).

No Nordeste do Brasil, os distúrbios humanos têm causado uma redução na biodiversidade desta floresta, através da substituição de espécies nativas por espécies exóticas ou até mesmo pela proliferação de espécies nativas generalistas, causando empobrecimento taxonômico, funcional e genético, levando a homogeneização biótica (LÔBO et al., 2011).

Dentre os ecossistemas associados à Mata Atlântica brasileira, os Brejos de altitude são os mais ameaçados, estimativas indicam que restam apenas 2.626 km² do seu território, a perda de habitat ocorre principalmente por exploração dos recursos florestais (madeira, frutos, lenha, caça) e a conversão da terra para pastos, agricultura e silvicultura (TABARELLI et al., 2005).

Estes enclaves de mata úmida compõem parte da Floresta Atlântica nordestina, constituem ilhas de vegetação mais densa dentro da região semiárida, exibindo características privilegiadas quanto à umidade do solo e do ar, temperatura e cobertura vegetal (TABARELLI; SANTOS, 2004).

Os Brejos de altitude foram originados durante o Pleistoceno, por oscilações climáticas nas áreas rochosas com maiores altitudes, estando associados à ocorrência de serras, planaltos e chapadas, com altitudes entre 500 e 1.100 m, o efeito orográfico promovido por estas elevações montanhosas (as quais retêm mais umidade atmosférica) proporciona aos Brejos maior pluviosidade em relação às áreas circundantes (GIULIETTI et al., 2003; TABARELLI; SANTOS, 2004).

Estas ilhas de floresta úmida circundadas por vegetação de caatinga funcionam como refúgio para as espécies da Mata Atlântica, sendo importantes para a preservação e manutenção da biodiversidade (TABARELLI; SANTOS, 2004).

São formados em superfícies topograficamente elevadas, sobre maciços isolados de serras graníticas, onde há uma redução da insolação e da temperatura devido a mudanças no regime térmico; em geral os solos são mais profundos e mais ricos em matéria orgânica em relação aos ambientes áridos circundantes; apresentam textura média e argilosa e variam de rasos e pedregosos a profundos, sendo classificados como

Neossolos Regolíticos (SALLES et al., 1998; SOUZA; OLIVEIRA, 2006; RODRIGUES et al., 2008).

Como ecossistemas associados da Mata Atlântica, os brejos de altitude abrigam grande diversidade, tendo semelhança florística com este bioma, alguns estudos biogeográficos têm mostrado que a distribuição das espécies nestes remanescentes resulta de transformações ocorridas nestas florestas, representando forte evidência de que florestas mais úmidas penetravam no interior do continente brasileiro, ocupando espaços onde hoje predomina a vegetação de Caatinga (RODAL et al., 2008).

Com uma composição florística bastante heterogênea, estes locais possuem representantes de famílias importantes encontradas comumente na Floresta Atlântica: dentre as quais se destacam Asteraceae, Euphorbiaceae, Orchidaceae, Malpighiaceae, Myrtaceae, Rubiaceae e algumas espécies da Caatinga (SALES et al., 1998).

As áreas de Brejos de altitude são núcleos de relevante importância para a preservação da biodiversidade, pela sua singularidade e particular diversidade natural de espécies, inventários sobre a flora da Caatinga revelam que a maior diversidade está associada justamente a estas áreas de maiores altitudes (GIULIETTI et al., 2003; THEULEN, 2004). Pela condição única de isolamento e formação destas áreas, o desenvolvimento de pesquisas sobre a diversidade pode esclarecer suas relações com a Mata Atlântica e Caatinga circundante.

A distribuição de assembleias de plantas num contínuo florestal de caatinga-brejo de altitude pode estar relacionada à distribuição limitada de espécies (alta especificidade de habitat), contudo deve-se considerar as variações ambientais como responsáveis pela formação de um gradiente estrutural-florístico (SANTOS et al., 2007; GONZAGA et al., 2017).

Os Brejos de altitude nordestinos estão em um estado crítico de conservação, as condições privilegiadas de maior fertilidade e disponibilidade hídrica atraem os agricultores para estas áreas, exercendo uma intensa pressão predatória sobre a floresta, com a maior parte dos seus territórios transformada em terras agricultáveis, resultando em reservas naturais pequenas e mal manejadas (TABARELLI; SANTOS, 2004; TABARELLI et al., 2005).

Portanto, é necessário o conhecimento da biodiversidade existente nestes locais, a fim de permitir a implantação de políticas de conservação para que estes fragmentos não desapareçam por completo do território nordestino, e com eles uma biota ainda desconhecida.

2.6 FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA)

Os registros fósseis mais antigos dos fungos micorrízicos arbusculares coincidem com aparecimento das primeiras plantas terrestres (BONFANTE; GENRE, 2008), indicando que a transição vegetal do ambiente aquático para o terrestre dependia da presença desta parceria, cuja subsequente evolução (vegetal) mudou fundamentalmente a ecologia e o clima na Terra (HUMPHREYS et al., 2010).

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) estão classificados no filo Glomeromycota, são biotróficos obrigatórios e formam com as plantas uma simbiose mutualística, na qual há transferência (pelos fungos) dos nutrientes do solo para a planta e o fungo por sua vez recebe carboidratos e lipídeos do vegetal, através da interação das hifas e raízes (SMITH; READ, 2008; KEYMER et al., 2017; TEDERSOO et al., 2018).

Os FMA estão presentes nos mais diversos ecossistemas terrestres, sendo considerados organismos cosmopolitas, com ocorrências registradas em florestas tropicais e temperadas, desertos e pradarias (DAVISON et al., 2015). Atualmente, são conhecidas cerca de 300 espécies de FMA, podendo se associar a mais de 200.000 espécies vegetais, dado que distingue esta associação como a mais comumente encontrada na natureza (KIVLIN et al., 2011; www.mycobank.org).

Os FMA desempenham um papel chave nos ecossistemas e têm função determinante na biodiversidade vegetal, uma vez que possuem capacidade de induzir múltiplas respostas no desenvolvimento de espécies de plantas em um mesmo habitat, afetando conseqüentemente a diversidade e produtividade dos ecossistemas terrestres, já que também atuam na definição de nichos ecológicos (VAN DER HEIDJEN et al., 1998; 2008).

Como componentes importantes da microbiota edáfica, proporcionam uma série de benefícios nutricionais e não nutricionais para as comunidades vegetais dentre os quais: aumento do crescimento vegetal, maior tolerância a doenças e a seca, incremento na habilidade de absorção de água, proteção contra patógenos radiculares; contribuem para a qualidade do solo por meio da manutenção da sua estrutura, bem como a estabilização dos agregados através da produção da glomalina (RILLIG, 2004; SMITH; READ, 2008).

A colonização tem início com sinais liberados pelas raízes do hospedeiro, em seguida ocorre a formação do apressório, logo após as hifas proliferam no córtex radicular e no solo (FACELLI et al., 2009). Como resultado da colonização há a

formação dos arbúsculos no interior das raízes, estrutura que funciona como sítio de troca entre os simbioss (SMITH; READ, 2008).

A simbiose é um meio essencial para o aproveitamento desses inúmeros serviços ecossistêmicos de estabilização do solo, com esses fungos atuando como biofertilizantes, bioproteção e biorregulação, oferecido por estes fungos (KIERS et al., 2011). Em vista do papel relevante desempenhado pelos FMA nos processos ecossistêmicos, a caracterização desses fungos em áreas naturais é importante para gerar subsídios para a conservação das mesmas (FITZSIMONS et al., 2008; TURRINI et al., 2010).

A simbiose micorrízica arbuscular é formada com uma grande variedade de ambientes (solos), onde a planta e o fungo interagem; pela variedade de espécies vegetais associadas percebe-se a amplitude da simbiose, estima-se que os FMA formem associação micorrízica com mais de 200.000 espécies de plantas; no entanto, há apenas cerca de 300 espécies conhecidas destes fungos, o que sugere uma baixa especificidade, sendo os FMA considerados generalistas (POWELL et al., 2009; KIVLIN et al., 2011; LEE et al., 2013).

Contudo, há evidências de uma ligação funcional quando considerados os efeitos sobre as plantas hospedeiras, sendo inclusive sugerida a existência de seletividade e compatibilidade simbiótica diferenciada, com combinações preferenciais na formação das micorrizas arbusculares (LOVELOCK et al., 2003; POUYU-ROJAS et al., 2006; ZOBEL; ÖPIK, 2014).

A seleção de parceiros permite que indivíduos de ambos os simbioss se associem preferencialmente a parceiros compatíveis, isto evidencia que características intrínsecas dos parceiros simbióticos são determinantes para o melhor aproveitamento da associação (WERNER; KIERS, 2015).

A persistência evolutiva da simbiose em toda a gama de "diversidade de funções" é demonstrada com as variadas combinações de plantas e fungos sob diferentes condições ambientais (SMITH et al., 2010).

O baixo teor de água do solo é fortemente ligado à baixa disponibilidade de nutrientes, nesse caso o desenvolvimento da associação pode desempenhar papéis significativos em ambas as carências, essa característica dos FMA tem um significado especial em ambientes áridos (SMITH et al., 2010). A hifa tem papel importante na estabilização da estrutura do solo, ao envolver partículas do solo e estabilizar os agregados (JOHNSON et al., 2010).

A integridade e a estabilidade das redes de hifas são especialmente importantes em ambientes secos, onde os táxons de FMA com redes estáveis proporcionam uma melhor ligação com o solo e protegem a vegetação contra a seca ou perturbações (SCHEUBLIN et al., 2007).

Estruturas intrarradiculares como arbúsculos, vesículas (onde são armazenados lipídios e grânulos de glicogênio para os fungos) e hifas (que crescem no interior do córtex radicular) estão conectadas a um micélio extrarradicular, que tem uma variedade de funções: incluindo a formação de esporos (propágulos de dispersão no tempo e espaço) e formação de hifas (para exploração do solo e de novas raízes para serem colonizadas) (SMITH; READ, 2008).

O crescimento do micélio externo no solo aumenta consideravelmente a superfície de absorção do sistema radicular, alcançando os nutrientes localizados na zona de depleção (FACELLI et al., 2009). A deposição de carbono orgânico no solo a partir das estruturas dos FMA (micélio externo e esporos) tem importância para a ciclagem de nutrientes e, portanto, nutrição vegetal e dinâmica dessa comunidade (SMITH et al., 2010).

Embora os FMA integrem um mesmo grupo funcional, há diferenças na diversidade e função existente entre as espécies (GIANINAZZI et al., 2010). As variações nas características fisiológicas entre as espécies de FMA demonstram diferenças, por exemplo, na produção de micélio (crescimento) que deve se traduzir em um maior potencial de inóculo, altas taxas de colonização de novas raízes e produção de grandes quantidades de esporos (KERNAGHAN, 2005).

Os táxons de FMA diferem em sua capacidade de iniciar novas colonizações (dependendo de cada tipo de propágulo), sendo observadas diferentes estratégias entre as famílias desses fungos (VARELA-CERVERO et al., 2016).

A colonização micorrízica arbuscular pode ser iniciada por diferentes propágulos (esporos, micélio extrarradicular e fragmentos de raízes colonizadas), a partir de sinais liberados pelas raízes do hospedeiro, seguindo com a formação do apressório; logo após as hifas proliferam no córtex radicular e no solo, como resultado da colonização há a formação dos arbúsculos no interior das raízes, estrutura que funciona como sítio de troca entre os simbiossiontes (FACELLI et al., 2009; SMITH; READ, 2008).

O conhecimento da composição das comunidades de FMA é essencial para a compreensão das suas funções nos ecossistemas, uma vez que a diversidade dos FMA tem consequências ecológicas significativas, já que as espécies variam em seu potencial

e tem um forte impacto sobre a estrutura e a diversidade das comunidades de plantas associadas (JEFFRIES et al., 2003). Para entender e, portanto prever a distribuição e abundância dos FMA deve-se conhecer as características individuais dos táxons (ABBOT; ROBSON, 1991).

A identificação morfológica de esporos assexuais está entre os principais métodos de estudo das populações naturais e de comunidades de FMA (ÖPIK et al., 2008). A contagem direta de esporos do solo é importante na descrição da estrutura da comunidade de FMA, uma vez que a abundância é um parâmetro importante para a diversidade (ABBOT; ROBSON, 1991).

A distribuição e abundância dos FMA variam em função da sazonalidade (MUTHUKUMAR; UDAIYAN, 2002; OEHL et al., 2009), propriedades do solo (OEHL et al., 2010; RODRIGUEZ-ECHEVERRIA et al., 2017), vegetação (YANG et al., 2012; MARTÍNEZ-GARCÍA et al., 2015; ENGELMOER; KIERS, 2015), e uso do solo (TCHABI et al., 2008; VAN DER GAST et al., 2011; MOORA et al., 2014).

Segundo Bellgard e Williams (2011), a esporulação e a reprodução de fungos micorrízicos, bem como a colonização são diretamente afetadas pela dinâmica sazonal que conduz seu crescimento e fisiologia. Há variações na duração da dormência e requisitos para germinação e esporulação no mesmo ambiente (local), por características individuais de cada espécie de FMA (BEVER et al., 2001).

O efeito da sazonalidade na abundância de esporos pode resultar em mudanças no potencial do inóculo e na composição da comunidade de FMA (LOVELOCK et al., 2003). A intensa atividade antropogênica pode causar um declínio da diversidade dos FMA (ALGUACIL et al., 2015), e perturbações no solo como pastagem, remoção da cobertura vegetal e policultura são distúrbios que afetam negativamente a funcionalidade dos FMA (TREJO et al., 2016).

A presença e origem de uma espécie de FMA podem influenciar a ocorrência das plantas, regulando suas interações competitivas e estruturando suas comunidades, com a composição das comunidades de FMA influenciando a competição entre as espécies vegetais (SCHEUBLIN et al., 2007). A dinâmica das comunidades de FMA conduz a sucessão de plantas em pastagens, com a capacidade de resposta micorrízica mudando de acordo com o estágio de sucessão das espécies de plantas (KOZIOL; BEVER, 2015).

Öpik e Davison (2016) enfatizam a importância do cultivo de FMA para o melhor conhecimento das características funcionais dos grupos como uma alternativa para medir diretamente os traços de organismos em uma comunidade.

Pesquisas baseadas apenas em observações de esporos obtidos do campo podem ser imprecisas, já que nem todas as espécies de FMA produzem esporos em quantidade suficiente para permitir o isolamento e/ou sua identificação, sendo a esporulação dependente da biologia da espécie particular e sua interação com as condições ambientais.

Desse modo, as culturas armadilhas funcionam como uma alternativa na recuperação de espécies que não estavam esporulando no momento da amostragem, permitindo a identificação de espécies com informações confiáveis para estudos taxonômicos baseados na morfologia (BRUNDRETT et al., 1991; BRUNDRETT; ASHWATHE, 2013).

Os FMA habitam dois locais funcionalmente distintos: a raiz e o solo, para medida completa da composição da comunidade de FMA, deve-se considerar os táxons presentes no solo e nas raízes das plantas, uma vez que uma única planta pode ser colonizada por mais de 20 espécies de FMA (FITTER et al., 2005; DAVISON et al., 2012).

O emprego de técnicas moleculares, em crescente aplicação nas pesquisas desenvolvidas sobre os FMA, permite: complementação na identificação das espécies de FMA pela taxonomia morfológica (UHLMANN et al., 2006), diferenciação da composição de comunidades de FMA encontradas no solo (micélio e esporos) e propágulos radiculares colonizados colonizando as raízes (VARELA-CERVERO et al., 2015), caracterização da dinâmica temporal de longo prazo (COTTON et al., 2015), além de permitir o aperfeiçoamento destas ferramentas para uma melhor análise das comunidades de FMA (SCHLAEPPI et al., 2016).

Em vista das variações espaciais e temporais na estrutura das comunidades de FMA, que podem resultar de respostas das espécies a características químicas e físicas do solo, limitação de dispersão, características da história de vida, preferência hospedeira e interações entre as espécies de FMA (DAVISON et al., 2012), vários estudos tem buscado elucidar quais são os fatores determinantes na distribuição das comunidades desses fungos, enfatizando o valor do conhecimento da biogeografia deste grupo.

2.7 COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE FMA

A biogeografia está relacionada à compreensão de fatores que influenciam a distribuição dos organismos no planeta, entre os quais estão: o clima, umidade e as fisionomias vegetacionais. Os padrões biogeográficos são gerados pela combinação de eventos de especiação, extinção e dispersão. Restrições ecológicas (como a competição), limitação de recursos e requisitos fisiológicos (tolerância ao pH, salinidade ou temperatura) são considerados barreiras à dispersão (PAPKE; WARD, 2004; RAMETTE; TIEDJE, 2007).

Padrões de organização espacial e mecanismos que limitam a distribuição de plantas e animais no globo são bem explicados (GILLUNG, 2011), contudo informações sobre processos que resultam em padrões para diversos grupos de micro-organismos ainda não foram elucidados, especialmente entre simbioses, que por estabelecerem uma íntima ligação com seus hospedeiros teriam sua distribuição relacionada à deles (RAMETTE; TIEDJE, 2007). Entre estes grupos de simbioses estão os FMA.

Pelo tipo de associação estabelecida, seria natural relacionar os padrões de distribuição dos FMA aos dos vegetais, mas além deste, diversas pesquisas têm apontado outros fatores como influenciadores da diversidade desses organismos, tais como: mudanças climáticas, filtros ambientais e limitação de dispersão.

Embora permaneçam com sua biogeografia relativamente desconhecida em diversas áreas, alguns estudos têm destacado quais fatores estão envolvidos na estruturação das comunidades de FMA, constatando uma ligação com a amplitude da distribuição de plantas (ÖPIK et al., 2010), observando efeitos de mudanças climáticas, filtros ambientais e limitação de dispersão (KIVLIN et al., 2011), relacionando a estrutura espacial com a vegetação heterogênea e estabilidade temporal das comunidades de FMA com o conjunto de espécies local (DAVISON et al., 2012).

Muitas destas considerações têm levantado questões sobre qual fator é determinante na diversidade desses fungos, “quem conduz quem” (ZOBEL; ÖPICK, 2014). Segundo Van der Heijden et al. (2008) os FMA podem ser considerados importantes influenciadores da diversidade de plantas, atuando inclusive, no desempenho competitivo de espécies vegetais dominantes (LIN et al., 2015), contudo, outros trabalhos constataram que características das comunidades vegetais seriam responsáveis por “escolher” as espécies de FMA, seja por afinidade com a planta

hospedeira (MARTÍNEZ-GARCÍA et al., 2015) ou pela modificação das comunidades de FMA em estágios diferentes da restauração natural das plantas (LIANG et al., 2015).

Com base nesses estudos, observa-se que ainda não há um consenso sobre o que define a diversidade dos FMA, sendo necessário também relacionar o efeito do ambiente (sobretudo do solo). Diversos trabalhos têm mostrado que as comunidades podem ser afetadas pelo tipo de solo (LEKBERG et al., 2007; HARZAD et al., 2013), e por outras características do solo como pH (DUMBRELL et al., 2010; HARZAD et al., 2013) e concentração de nutrientes como o P, que é positivamente correlacionada com a diversidade de FMA como observado por Johnson et al. (2003).

Os FMA são considerados de maneira geral como organismos cosmopolitas, embora em escala local as espécies apresentem distribuição limitada, associada ao hospedeiro vegetal e ao habitat (YANG et al., 2012).

Em escala global, o endemismo é considerado baixo entre os táxons de FMA, estando sua biogeografia determinada por condições ambientais locais (DAVISON et al., 2015). Mas, em ambientes semelhantes as comunidades de FMA podem ser moldadas por processos imprevisíveis, possuindo padrões consistentes com os modelos neutros, sendo regidas por processos estocásticos (eventos ao acaso), baseada no nicho ou filtros ambientais (conjunto de condições ambientais abióticas que selecionam o estabelecimento de um grupo de espécies em um habitat), com sua estrutura divergindo por características da planta hospedeira e geografia (POWELL; BENNETT., 2015; AGUILAR-TRIGUEROS et al., 2017).

A limitação de dispersão também aparece como mecanismo estruturador da comunidade de FMA, indicando que processos estocásticos (aleatórios - “as espécies estariam no lugar e momento certo”) agem como reguladores destas comunidades, portanto, a busca por informações sobre fatores que regulam a diversidade, estrutura e composição das comunidades naturais de FMA pode auxiliar na conservação e funcionamento dos ecossistemas, reduzindo a perda de biodiversidade (DUMBRELL et al., 2010; POWELL; BENNETT et al., 2015).

Quando uma associação simbiótica mutualista entre um micro-organismo e um hospedeiro é permanente e o período de interação se estendeu ao longo do tempo, é possível que o simbiote tenha evoluído em paralelo com seu hospedeiro (PAPKE; WARD, 2004). Dessa forma, na simbiose micorrízica arbuscular o mutualismo é considerado evolutivamente estável porque o controle é bidirecional (KIERS et al., 2011). Neste sentido, a diversidade vegetal pode ser muito dependente da diversidade

fúngica, caso o táxon de FMA tenha uma gama de hospedeiros restrita ou forte preferência hospedeira, favorecendo a cooperação e estabilidade evolutiva deste mutualismo (CHAGNON et al., 2015).

Contudo, a estrutura da comunidade vegetal influencia a dinâmica da comunidade de FMA, alterando sua diversidade e estrutura (MACHADO et al., 2017; VAN DER HEIJDEN et al., 1998). Portanto, mudanças na abundância e/ou distribuição de seus parceiros vegetais, poderão afetar a sua viabilidade, permanência e eficácia com a planta hospedeira (BELLGARD; WILLIAMS, 2011).

Nesta interação onde o efeito do filtro hospedeiro é tão significativo, há também fortes evidências de que a disponibilidade de recursos do solo é uma força importante na formação de mosaicos geográficos pela função simbiótica desempenhada por cada espécie, portanto devem-se buscar mais informações sobre o comportamento desta simbiose, uma vez que permitem o conhecimento de aspectos ecológicos indispensáveis no esclarecimento da ocorrência destes fungos (JOHNSON et al., 2010; VÁLYI et al., 2016).

As comunidades de FMA variam na estrutura, número e composição de espécies, quanto mais diversificada uma comunidade de FMA, mais diversificado será o conjunto de serviços ecossistêmicos (GIANINAZZI et al., 2010). O benefício fornecido para cada um dos fungos será recompensado de acordo com sua cooperação, ou seja, as plantas hospedeiras alocam mais carbono aos parceiros que fornecem mais recursos nutricionais (KIERS et al., 2011).

As comunidades de FMA são distribuídas de forma irregular, com suas espécies ocorrendo em “pools” (VÁLYI et al., 2016). Em áreas de floresta natural, a estrutura espacial das comunidades de FMA pode estar relacionada à vegetação heterogênea do local (DAVISON et al., 2012). A abundância desses fungos pode ser fortemente influenciada por uma determinada espécie de planta e não pela diversidade delas, indicando que uma maior diversidade de hospedeiros nem sempre é necessária, sendo a composição muito mais importante do que a diversidade (WAGG et al., 2015).

Segundo Horn et al., (2004) as comunidades de FMA consistem em táxons filogeneticamente relacionados, com estratégias de história de vida em comum, indicando que espécies de FMA intimamente relacionadas (com características funcionais semelhantes), tendem a co-ocorrer em uma probabilidade maior do que as relacionadas distantemente.

Diferenças nas comunidades de FMA entre diferentes continentes e zonas climáticas (boreais e polares), sugerem que tanto a história biogeográfica quanto as condições ambientais estão na base da variação global dessas comunidades (ÖPIK et al., 2013).

Ao utilizar o solo sob a rizosfera de uma única espécie vegetal (eliminando a influência do hospedeiro) pôde ser constatada a influencia significativa de variáveis ambientais ligadas à insularidade do local, como precipitação média anual e a distância da costa do continente (ALGUACIL et al., 2015). Segundo Öpik et al. (2010), a diversidade local tem um forte componente histórico, sendo observada inclusive coadaptação ao longo do tempo, o que permite que a associação das plantas e FMA seja maximizada em condições locais do solo (JOHNSON et al., 2010).

A ecologia dos táxons de FMA também se destaca nos padrões de distribuição das comunidades em ambientes distintos, sendo impulsionada, em parte, pela diversidade de requisitos destes táxons, devido às distintas características funcionais das espécies, sendo observada inclusive a diferenciação de nichos entre os táxons desses fungos (ÖPIK et al., 2013; ANTONINKA et al., 2015).

Apesar de promoverem uma série de benefícios nutricionais para as plantas e contribuírem para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas terrestres, pouco se conhece sobre a biogeografia dos FMA. Portanto, pesquisas que busquem conhecer a diversidade natural de FMA e compreender os padrões biogeográficos desses fungos são essenciais para o conhecimento de aspectos ecológicos, indispensáveis para a compreensão sobre quais fatores determinam a distribuição destes fungos, contribuindo assim para a manutenção e preservação dos ecossistemas.

2.8 FMA EM FLORESTAS TROPICAIS (CAATINGA E BREJOS DE ALTITUDE)

Muitos estudos têm enfatizado a importância dos FMA em áreas de florestas tropicais, seja por meio da caracterização das comunidades de FMA em áreas naturais: através da identificação morfológica, como em áreas naturais de savana (UHLMANN et al., 2006), em vegetação tropical estacionalmente seca do México (GUADARRAMA-CHÁVEZ et al., 2007) ou com a utilização de técnicas moleculares, para conhecer a diversidade desses fungos em floresta tropical no Panamá (HUSBAND et al., 2002).

Em floresta tropical decídua no México, quando relacionada especificamente a alguma espécie vegetal (CAMARGO-RICALDE et al., 2003), na restauração de áreas

degradadas, em áreas naturais revegetadas de Floresta tropical na Venezuela (CUENCA et al., 1998), em Floresta tropical seca no México (GAVITO et al., 2008) e nos estágios iniciais de restauração em área de floresta tropical sazonalmente seca no mesmo país (HUANTE et al., 2012). Na avaliação do grau de degradação do solo, em Floresta úmida tropical no sul Costa Rica (CARPENTER et al., 2001), ao verificar o efeito de variáveis ambientais na comunidade de FMA, em savanas no deserto do Kalahari em Botswana (BOHRER et al., 2001).

No Brasil, grande parte dos estudos tem se concentrado na Floresta Atlântica (AIDAR et al., 2004; STÜRMER et al., 2006; BONFIM et al., 2013; MOREIRA et al., 2016) e Amazônica (SILVA JÚNIOR; CARDOSO, 2006; SILVA et al., 2009; STÜRMER; SIQUEIRA, 2011).

Em vista das condições restritivas do bioma Caatinga e dos benefícios proporcionados pela simbiose micorrízica arbuscular, diversos estudos sobre os FMA foram desenvolvidos nesses ambientes. Muitos deles relacionados com a diversidade desses fungos em áreas naturais e cultivadas, além de pesquisas verificando o efeito da inoculação em espécies vegetais nativas e de interesse agrícola (frutíferas, leguminosas, entre outras) e ambiental.

Em estudo realizado em áreas de caatinga: natural e degradada por mineração na Bahia, Silva et al. (2001) puderam observar uma correlação negativa entre os níveis de cobre, ferro e o pH e os propágulos de FMA; enquanto Silva et al. (2005) relacionaram o impacto das atividades da mineração com a diminuição da diversidade vegetal e consequente redução da diversidade de FMA (dependendo do nível de perturbação) nas mesmas áreas, como esperado a área de vegetação nativa teve a maior riqueza de espécies vegetais e de FMA, as áreas perturbadas mostraram menos diversificação de plantas, sendo a comunidade de FMA afetada quantitativa e qualitativamente pela mineração.

Maior riqueza e diversidade de FMA em áreas naturais, em comparação a áreas impactadas da Caatinga, também foram observadas por outros autores: em áreas impactadas por mineração gesseira em Pernambuco, Mergulhão et al., (2009) puderam constatar esse resultado, assim como Teixeira-Rios et al. (2013) em área de Caatinga degradada pela mineração de calcário na Bahia.

No estado de Alagoas, em áreas naturais de Caatinga, Souza et al. (2003) verificaram o efeito da sazonalidade nas comunidades de FMA, com maior riqueza/diversidade de táxons de FMA no período seco. A influência do hospedeiro nas

comunidades de FMA também pôde ser evidenciada com os resultados obtidos por Silva et al. (2007), observando diferenças na composição das espécies em relação as plantas hospedeiras em áreas de Caatinga com plantio de sabiá e leucena.

Pagano e Scotti (2008) realizaram a caracterização da comunidade de FMA presente em uma área (antes recoberta por vegetação de Caatinga) com plantio de duas espécies de eucalipto *Eucalyptus camaldulensis* e *Eucalyptus grandis* e encontraram diferença na composição das espécies de FMA entre elas, essa identificação nas plantações de eucalipto permitiu o conhecimento da comunidade micorrízica para posterior seleção das espécies de FMA que seriam úteis para a inoculação com efeitos detalhados em outro estudo (PAGANO et al., 2009).

No estado de Pernambuco, em estudo realizado em uma área de Caatinga preservada (sem ação antrópica), Mello et al. (2012), encontraram riqueza de 16 espécies de FMA, sendo o baixo número de táxons relacionado ao alto nível de fósforo. Pagano et al. (2013) contabilizaram um total de 32 espécies de FMA em três tipos de vegetação no semiárido cearense: carrasco, floresta seca não espinhosa e Caatinga, com maior número de espécies nesta última área (23), verificando maior riqueza de espécies nas três áreas durante a estação seca.

Em áreas de Caatinga natural, em diferentes estádios de sucessão, Souza et al. (2014) destacaram maior riqueza de espécies de FMA nas áreas em estágio tardio de sucessão (caatinga madura com mais de 50 anos), indicando que o reestabelecimento da vegetação exerce efeito significativo na comunidade dos FMA.

O desenvolvimento de espécies vegetais pode ser beneficiado pela associação com os FMA. Através de respostas positivas a inoculação de glomerosporos, Oliveira et al. (2015) comprovaram que a simbiose micorrízica desempenha um papel essencial no desenvolvimento de *Schinopsis brasiliensis* (planta ameaçada da Caatinga). Em ambientes semiáridos (habitats sujeitos a uma série de distúrbios naturais, como baixa disponibilidade hídrica), tem sido ressaltada a importância desta associação.

A presença de FMA em plantas sob condições de seca promove uma maior tolerância ao estresse hídrico, permitindo que as espécies vegetais tolerem de forma mais eficiente condições ambientais adversas da Caatinga (FROSI et al., 2016a); e promovendo maior absorção de água em espécies deste bioma (FROSI et al., 2016b).

Entre os estudos realizados em áreas de cultivo na Caatinga podemos destacar: Yano-Melo et al. (1997), caracterizaram a comunidade de FMA em áreas cultivadas com banana no Vale Submédio do São Francisco, ressaltando a influência do pH na

formação da associação micorrízica nessas áreas. Em áreas cultivadas com feijão caupi (recebendo esterco bovino e quatro doses de fibra de coco), Pontes et al. (2017) encontraram um total de 64 espécies de FMA, sendo 47 registradas na área de Caatinga natural (controle), destacando a importância de plantas micotróficas (como o feijão caupi), para a manutenção da riqueza de FMA nos sistemas de produção de culturas.

Em estudo desenvolvido com espécies vegetais nativas da Caatinga, Oliveira et al. (2017) observaram maior compatibilidade e eficiência no crescimento e nutrição vegetal, com o inóculo de um fungo autóctone da região semiárida, quando comparado ao inóculo exótico (*Acaulospora longula*). Em pesquisa realizada em gradiente de altitude no semiárido pernambucano, Silva et al. (2014) caracterizaram as comunidades de FMA em área de Caatinga, brejo de altitude e uma área de transição entre esses ambientes.

Embora tenham sido realizados vários estudos sobre os FMA em áreas de Caatinga, ainda são escassas as pesquisas sobre a diversidade desses fungos em Brejos de Altitude, destes estudos foi realizado na Bahia: (ASSIS, 2012), onde foi possível encontrar uma nova espécie de FMA (*Paradentiscutata bahiana*) descrita a partir de estudo em área de brejo de altitude (GOTO et al., 2012).

Santos et al. (2013) observaram maior riqueza de espécies em área de brejo de altitude na Bahia (em comparação a áreas com plantio de espécies lenhosas), atribuindo este resultado a maior estabilidade da área natural. Em um brejo de altitude na Chapada do Araripe (CE), Nobre et al. (2015) destacam a importância da glomalina, uma glicoproteína produzida pelos FMA, na agregação dos solos da Chapada do Araripe.

Levando-se em consideração as lacunas no conhecimento sobre a estrutura e composição das comunidades de FMA nestas áreas, torna-se indispensável a realização de estudos visando ampliar o conhecimento sobre a diversidade de espécies de FMA em áreas de Caatinga, e sobretudo em Brejos de altitude.

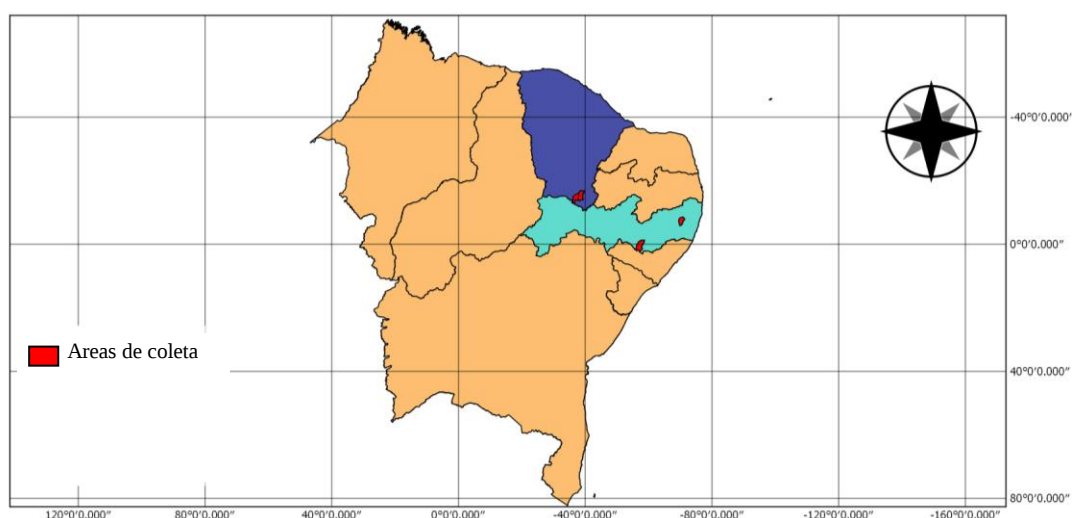
Embora as áreas de brejo de altitude estejam mais próximas (fisicamente) das áreas de Caatinga, exibem maior afinidade florística com a Mata Atlântica, sendo importantes para a preservação e manutenção da biodiversidade deste bioma. Em vista do relevante papel dos FMA nestes ambientes e da biodiversidade abrigada neles, comprova-se a importância de estudos que visem o esclarecimento da distribuição da diversidade de FMA nestas áreas, para a compreensão das estruturas das comunidades locais.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1. ÁREAS DE ESTUDO

O estudo foi realizado em seis áreas no Nordeste do Brasil (Figura 1), sendo três áreas em florestas úmidas (brejos de altitude) e três áreas em florestas secas (Caatingas), distribuídas nos estados do Ceará e Pernambuco (Figura 2).

Figura 1 - Mapa de localização das áreas de estudo no Nordeste do Brasil.

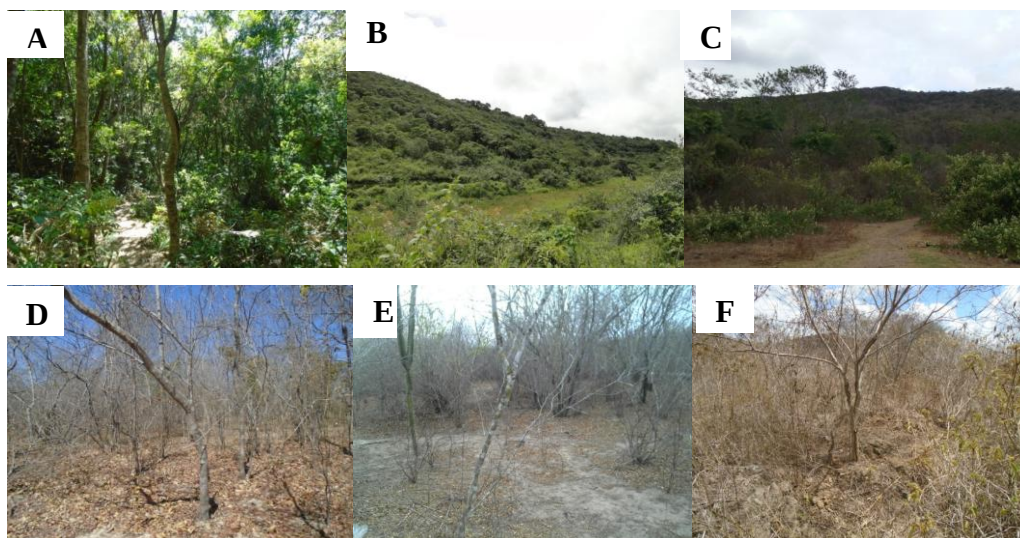


No estado do Ceará foram selecionadas duas áreas na Chapada do Araripe: uma área de floresta úmida, localizada no Parque Ecológico Luís Roberto Correia Sampaio, inserido na Área de Proteção Ambiental da Chapada do Araripe, conhecido como Parque Municipal Riacho do Meio, localizado no município de Barbalha (Tabela 1). A área é caracterizada como uma mata serrana ou úmida, e a vegetação presente nesta área é a Floresta Subperenifolia Tropical Pluvio-Nebular, composta por arbustos e árvores (MMA, 2016).

A vegetação da floresta úmida possui espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas, com predomínio de espécies pertencentes a algumas famílias, como: Burseraceae (*Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand – “breu branco”), Nyctaginaceae (*Guapira opposita* (Vell.) Reitz – “maria-mole”), Picramiaceae (*Picramnia sellowii* Planch. – “gogóia”), Piperaceae (*Piper arboreum* Aubl. – “barin pakex kabia”), Rutaceae (*Zanthoxylum rhoifolium* Lam. – “laranjeira-brava”), e Rubiaceae (*Cordia myrciifolia*

(K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete e *Psychotria colorata* (Willd. ex Schult.) Müll.Arg. – “erva-de-rato”) (LINHARES et al., 2010; VELLOSO et al., 2002).

Figura 2 - Áreas de estudo - Florestas úmidas: A – Araripe; B – Serra do Contente; C – Serra das Antas. Florestas secas: D – Cariri; E – Karawatã; F – Águas Belas.



A área de floresta tropical seca está localizada no Parque Natural Municipal da Cachoeira de Missão Velha/Bioparque localizado no município de Missão Velha. Nesta área, a vegetação de Caatinga é caracterizada como Floresta caducifólia espinhosa (Caatinga Arbórea) com representantes de porte arbóreo (MMA, 2016).

A vegetação desta floresta seca apresenta estratos arbóreos e arbustivos com os seguintes representantes: Anacardiaceae (*Myracrodruon urundeuva* Allemão – “aroeira”), Arecaceae (*Copernicia prunifera* (Mill. – “carnaúba”) H.E.Moore), Cactaceae (*Harrisia adscendens* (Gürke) Britton & Rose – “rabo-de-raposa” e *Cereus jamacaru* DC. – “mandacaru”), Capparaceae (*Crateva tapia* L. – “trapiá”, *Cynophalla flexuosa* (L.) J.Presl – “feijão-bravo” e *Facheiroa squamosa* (Gürke) P.J.Braun & Esteves – “facheiro”), Euphorbiaceae (*Sapium glandulosum* (L.) Morong – “burra leiteira”), Bignoniaceae (*Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos – “ipê-roxo”), Bromeliaceae (*Bromelia laciniosa* Mart. ex Schult. & Schult. – “macambira”), Fabaceae (*Machaerium acutifolium* Vogel – “jacarandá”, *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. – “jurema”, *Parapiptadenia zehntneri* (Harms) M.P.Lima & H.C.Lima, *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W.Jobson, e *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose – “angico-branco”), Lamiaceae (*Aegiphila verticillata* Vell. – “fruta-de-papagaio”) e Rubiaceae (*Tocoyena formosa* (Cham. & Schltdl.) K.Schum. –

“genipapo-bravo”) (LINHARES et al., 2010; MENDONÇA et al., 2013; SOARES NETO et al., 2014; VELLOSO et al., 2002).

Além destas espécies, algumas representantes da família Fabaceae (*Dahlstedtia araripensis* (Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo e *Machaerium hirtum* (Vell.) Stellfeld – “jacarandá-de-espinho), Arecaceae (*Attalea speciosa* Mart. ex Spreng. – “babassu”) e Moraceae (*Maclura tinctoria* (L.) D.Don ex Steud. – “tatajuba”), foram encontradas em ambas áreas (LINHARES et al., 2010; MENDONÇA et al., 2013; MENEZES et al., 2013; SOARES NETO et al., 2014; VELLOSO et al., 2002).

Em Pernambuco foram escolhidas quatro áreas de estudo: duas florestas úmidas e duas florestas secas, nos municípios de Gravatá e Águas Belas (Tabela 1). No município de Gravatá as áreas de estudo estão situadas em duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN).

A Reserva Ecológica Serra do Contente distribui-se em uma área de aproximadamente nove hectares, sendo composta por uma floresta úmida com representantes arbóreos e arbustivos típicos da Mata Atlântica, que representa um Brejo de Altitude inserido no Agreste Pernambucano, atingindo cerca de 700 metros de altitude (ICMBIO, 2016).

Nesta área de floresta úmida os solos são do tipo podzólicos acinzentados, onde são encontradas espécies das famílias: Bromeliaceae (*Bromelia arenaria* Ule); Sapotaceae (*Pouteria grandiflora* (A.DC.) Baehni); Araceae (*Philodendron imbe* Schott ex Kunth. – “imbé”); Fabaceae (*Schnella outimouta* (Aubl.) Wunderlin – “mororo”; *Schnella outimouta* (Aubl.) Wunderlin; *Dialium guianense* (Aubl.) Sandwith – “pau ferro”; *Swartzia pickelii* Killip ex Ducke – “jacarandá branco”; *Dipteryx odorata* (Aubl.) Willd. “Cumaru”) e Malvaceae (*Luehea ochrophylla* Mart.; *Guazuma ulmifolia* Lam. – “mutamba”) (EMBRAPA, 2000; SIQUEIRA FILHO et al., 2004).

A Reserva Ecológica Karawatã localiza-se em uma área com relevo ondulado e afloramentos rochosos distribuindo-se por mais de 100 hectares de extensão, os solos são em geral, distróficos e eutróficos, apresentando textura de arenosa a média na superfície e de média a argilosa em maiores profundidades, sendo considerados solos com baixa a média fertilidade natural (EMBRAPA, 2000).

A vegetação é composta por espécies decíduas e espinhosas com predomínio de cactáceas e bromeliáceas, com espécies vegetais típicas das famílias: Anacardiaceae (*Schinus terebinthifolia* Raddi – “aroeira”; *Schinopsis brasiliensis* Engl. – “baraúna”); Arecaceae *Syagrus oleracea* (Mart.) Becc. – “catolé”; Fabaceae (*Enterolobium*

contortisiliquum (Vell.) Morong. – “timbaúba”; *Poincianella microphylla* (Mart. ex G.Don) L.P.Queiroz; *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. – “algaroba”; *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Altschul – “angico”; Boraginaceae (*Cordia trichotoma* (Vell.) Arrab. ex Steud. – “frei-jorge”); Bignoniaceae (*Handroanthus chrysotrichus*); Rhamnaceae (*Ziziphus joazeiro* Mart. – “Juazeiro”) e Cyperaceae (*Scleria bracteata* Cavan. – “tiririca”) (ANDRADE LIMA, 1960; CPRH, 2016; SIQUEIRA FILHO et al., 2004).

Tabela 1 - Posição geográfica e características climáticas das áreas de estudo.

Áreas	Posição geográfica	Temperatura média anual	Precipitação média anual	Clima	Altitude
Araripe	7°21'53.09"S 39°19'52.66"O	24°	1.153 mm	Tropical Quente Sub-úmido	788m
Cariri	7°13'17.83"S 39° 8'40.66"O	25°	698 mm	Tropical Quente Semi-árido	340m
Serra do Contente	8°15'49.79"S 35°33'88.81"O	22°	1.500 mm	Tropical Quente Sub-úmido	687m
Karawatã	8°11'11.85"S 35°33'55.58"O	26 °	725 mm	Semi-árido	377m
Serra das Antas	9°05'21.19"S 37°02'10.48"O	25 °	1.100 mm	Tropical Quente Sub-úmido	748m
Águas Belas	9°08'50.32"S 37°01'06.62"O	26 °	574 mm	Semi-árido	361m

Fonte: IBGE, 2016; IPECE, 2016 a; b; GOOGLE EARTH, 2017.

Há algumas espécies vegetais que são inclusive, registradas nas áreas dos dois tipos de florestas deste local (Gravatá): Anacardiaceae (*Astronium fraxinifolium* Schott. – “brito”); Cyperaceae *Cyperus giganteus* Vahl. – “periperi”; Typhaceae (*Typha*

domingensis Pers. – “tabua”); Cyperaceae (*Cyperus giganteus* Vahl. – “periperi”); Poaceae (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) e Asteraceae (*Sphagneticola trilobata* (L.) Pruski – “mal me quer”) (ANDRADE LIMA, 1960; SIQUEIRA FILHO et al., 2004).

No município de Águas Belas está situada a Serra das Antas, uma área de floresta úmida, localizada no Agreste pernambucano (IBGE, 2014). A floresta seca correspondente é uma área de Caatinga natural, localizada no mesmo município.

Os solos da área de floresta seca Águas Belas são classificados como litólicos, com uma vegetação arbórea, de pequeno porte, com representantes das seguintes famílias: Bromeliaceae (*Bromelia laciniosa* Mart. ex Schult. & Schult.f. – “macambira”; *Neoglaziovia variegata* Mez. – “caroá”); Velloziaceae (*Vellozia squamata* Pohl); Capparaceae (*Neocalyptrocalyx longifolium* (Mart.) Cornejo & Iltis; *Colicodendron yco* Mart. – “icó branco”); Fabaceae (*Calliandra depauperata* Benth. – “carqueja”; *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. – “jurema”; Burseraceae (*Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B.Gillett – “imburana de cambão”); Euphorbiaceae (*Cnidoscolus quercifolius* Pohl – “favela”; *Spondias tuberosa* Arruda – “umbuzeiro”); Celastraceae (*Maytenus rigida* Mart. – “chapéu de couro”); Rhamnaceae (*Ziziphus joazeiro* Mart. – “Juazeiro”); Cactaceae (*Cereus jamacaru* – “Mandacaru”; *Pilocereus gounellei* Weber. – “xique-xique”); Sapotaceae (*Sideroxylon obtusifolium* (Roem. & Schult.) T.D.Penn. subsp. *obtusifolium* – “quixabeira”); Apocynaceae (*Aspidosperma pyrifolium* Mart. & Zucc. – “pereiro”); Lamiaceae (*Vitex gardneriana* Schau. – “salgueiro”) (ANDRADE LIMA, 1960; EMBRAPA, 2000; SIQUEIRA FILHO et al., 2004).

Na área de floresta úmida Serra das Antas há representantes da família Bromeliaceae (*Cryptanthus bahianus* L. B. Sm. EP; *Tillandsia polystachia* (L.) L.; *Dyckia pernambucana* L.B.Sm.), além de espécies vegetais compartilhadas com a área de floresta seca adjacente: Polygonaceae (*Triplaris gardneriana* Wedd. – Pajeú); *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Altschul. – “anjico”; *Senna spectabilis* var. *excelsa* (Schrad.) H.S.Irwin & Barneby – “canafistula”; *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L.P.Queiroz – “catingueira”; *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm. – “imburana de cheiro”; Anacardiaceae (*Myracrodruon urundeuva* Allemão – “aroeira”) (ANDRADE LIMA, 1960; EMBRAPA, 2000; SIQUEIRA FILHO et al., 2004).

3.2. AMOSTRAGEM

Coletas de solo foram realizadas durante a estação seca, nos meses de agosto, novembro e dezembro de 2016. Em cada área foram delimitados três grids com dimensões de 30 x 30 m com um espaçamento de 250 m entre eles.

Em cada parcela foram retiradas cinco amostras simples de solo (0-20 cm de profundidade) sob influência das plantas, distantes 30 m entre si, totalizando 15 amostras por área. Parte do solo (500 g de cada ponto de coleta) foi enviada à Estação Experimental de Cana-de-açúcar do Carpina, da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) para análises químicas e físicas (Tabela 2 e 3), e a outra parte utilizada para as avaliações referentes aos FMA.

A permissão para realizar coletas das amostras de solo, exigida para unidade de conservação federal, foi emitida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO). A Autorização para a área de proteção ambiental da Chapada do Araripe foi registrada com o número 54582-1 e código de autenticação (96423777) com data de emissão em 23/06/2016.

3.3. CULTURA ARMADILHA

As culturas armadilha foram montadas com amostras de cada ponto de coleta, em vasos plásticos, onde foi colocada uma camada de 500 g de solo do campo sobre 500 g de areia esterilizada, onde foi semeado sorgo forrageiro (*Sorghum bicolor* (L.) Moench), milho (*Zea mays* L.) e amendoim (*Arachis hypogaea* L.). Os potes foram mantidos em casa de vegetação durante um ciclo de oito meses, com regas em dias alternados. Ao fim de cada ciclo, uma alíquota (50g) do solo foi retirada de cada vaso para avaliação.

3.4. EXTRAÇÃO DOS GLOMEROSPOROS E IDENTIFICAÇÃO DOS FMA

Os glomerosporos e esporocarpos de FMA foram extraídos de amostras de 50 g de solo de cada ponto de coleta, via peneiramento úmido (GERDEMANN; NICOLSON, 1963), seguido por centrifugação em água e sacarose a 50% (JENKINS, 1964- modificado), utilizando peneiras com malhas de 850 e 45 µm de abertura, quantificados com o auxílio de estereomicroscópio (40 ×) e posteriormente separados

por morfotipos, e montados em lâminas com álcool polivinílico lacto-glicerol (PVLG) e PVLG + reagente de Melzer (1:1 v/v) (BRUNDRETT et al., 1994).

Esporocarpos foram contados como uma unidade. Para calcular os índices de diversidade, foram contados todos os indivíduos, distribuídos por espécie. Para a identificação das espécies foi realizada a observação das lâminas em microscópio, seguindo as características taxonômicas descritas no manual de identificação de FMA (SCHENCK; PÉREZ, 1990; BLASZKOWSKI, 2012), além da consulta a descrições de espécies em publicações recentes.

3.5. ANÁLISES ESTATÍSTICAS E ECOLÓGICAS

Para análise das comunidades de FMA foi determinado o índice de diversidade de espécies de Shannon. Para cálculo deste índice de diversidade, foram contados todos os indivíduos (esporos e esporocarpos), distribuídos por espécie encontrados no solo coletado no campo. O índice de diversidade de Shannon (H') foi calculado com base na seguinte equação: $H' = - \sum (P_i \ln [P_i])$, onde $P_i = n_i/N$, n_i = número de indivíduos na espécie i , e N = número total de indivíduos (esporos) em todas espécies (SHANNON; WEAVER, 1949).

Para a avaliação da similaridade de espécies entre as áreas foi aplicado o índice de Sørensen (BROWER; ZAR, 1984). A riqueza de espécies foi definida como o número de espécies de FMA encontrado em cada área estudada e o número estimado de espécies foi calculado usando o índice Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1).

A abundância relativa de esporos de cada espécie, por área, também foi calculada, sendo definida como a razão entre o número de esporos de uma determinada espécie pelo número total de esporos.

A frequência de ocorrência (FO) das espécies foi estimada segundo a equação: $FO = J_i/k$ onde, FO = frequência de ocorrência da espécie, J_i = número de amostras onde a espécie ocorreu, k = número total de amostras de solo. Foram consideradas as seguintes categorias com base na frequência de ocorrência: dominante com FO >50%, muito comum com FO entre 31 e 50%, comum com FO entre 10 e 30% e rara com FO <10% (ZHANG et al., 2004).

Os dados de número de glomerosporos foram transformados em $\log (x+1)$ e submetidos à análise de variância (ANOVA). Os dados de comunidade de FMA foram relativizados na linha e utilizados para as análises multivariadas, uma análise de

Permanova baseada na distância de Bray-Curtis, foi aplicada para verificar se havia diferença nas comunidades de FMA entre as áreas estudadas usando a função ‘adonis’ do pacote ‘vegan’. O valor de P foi ajustado pela correção de Bonferroni para comparações múltiplas.

Esses dados também foram utilizados para a análise de escalonamento multidimensional (NMS), usando o pacote vegan, para correlacionar as características físico-químicas do solo com os dados da comunidade foi utilizada a função envfit do mesmo pacote.

Foi realizada a análise de espécie indicadora (DUFRENE; LEGENDRE, 1997) para as áreas utilizando dados das espécies de FMA, conforme a função “multipatt” do pacote ‘indicspecies’ (CACERES; LEGENDRE, 2009), a significância dos valores foi determinada pelo teste de Monte Carlo utilizando 999 permutações. As espécies foram consideradas indicadoras quando apresentaram $P < 0,05$ e valores de indicação ≥ 25 (DUFRENE; LEGENDRE, 1997).

Os dados dos parâmetros físicos e químicos do solo foram testados quanto a normalidade utilizando o teste de Shapiro-Wilk e quanto a homogeneidade de variância pelo teste de Bartlett, e como não apresentaram essas características mesmo após transformação dos dados, utilizou-se estatística não paramétrica pelo teste de Kruskal-Wallis para comparar os atributos físico-químicos do solo entre as áreas. Todas as análises foram realizadas com o auxílio do sistema R v.3.5.1, com o valor de significância a 5%.

Diagramas de Venn foram construídos com o auxílio da ferramenta ‘DrawVenn’ (<http://bioinformatics.psb.ugnet.be/webtools/Venn>).

Tabela 2- Características químicas do solo em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe, Contente, S. Antas) e secas (Cariri, Karawatã e A. Belas) do Nordeste do Brasil.

Áreas	Fe	Cu	Zn	Mn	P	pH	K	Na	Al	Ca	Mg	CTC	H+Al	SB	MO
	mg·dm ⁻³					H ₂ O			cmolc·dm ⁻³						
Araripe	210,05a	0,35b	1,21c	8,87c	7,07cd	4,97b	0,10c	0,04c	0,94a	1,06d	0,63cd	7,84c	6,00b	1,88d	3,93b
Cariri	73,81bc	0,03c	1,38c	16,39c	6,87d	5,25b	0,14b	0,01d	0,52b	1,09d	0,48d	5,25d	3,53c	1,72d	1,63c
Contente	101,11b	0,06c	1,61c	10,20c	9,33bc	5,05b	0,17b	0,09b	0,53b	1,84c	0,88bc	13,49a	10,50a	2,98c	8,10a
Karawatã	104,16bc	1,05a	3,07ab	113,77b	7,93cd	6,11a	0,50a	0,20a	0c	4,56b	2,25a	10,07b	2,56de	7,50b	3,02b
S. Antas	28d	0,48b	5,43a	287,51a	32,2a	6,49a	0,44a	0,09b	0c	9,04a	3,16a	15,77a	3,03cd	12,73a	6,18a
A. Belas	52,25cd	0,11c	2,32b	89,07b	11,6b	6,18a	0,17b	0,04c	0,01c	5,48b	1,27b	9,00bc	2,06e	6,94b	2,50b

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade.

Tabela 3- Características físicas do solo em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe, Contente, S. Antas) e secas (Cariri, Karawatã e A. Belas) e secas do Nordeste do Brasil.

Granulometria (%)					
Áreas	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Classificação textural*
Araripe	50,14ab	22,41ab	11,64d	15,81a	Franco arenoso
Cariri	56,03a	26,57a	6,87d	10,53b	Areia franca
Contente	49,85ab	8,53d	33,21ab	8,41c	Franco arenoso
Karawatã	44,83b	11,75c	27,01bc	16,41a	Franco
S. Antas	44,72a	10,0cd	37,43a	7,85c	Franco
A. Belas	45,86b	18,98b	22,83c	12,33b	Franco arenoso

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste-T a 5% de probabilidade.

*Classificação de acordo com o triângulo textural do solo (LEMOS; SANTOS, 1996).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base na análise estatística foi possível observar que houve diferença significativa para a maioria dos atributos químicos e físicos (Tabela 3) do solo (Tabela 2 e Tabela 3). Os solos das áreas de estudo apresentaram pH ácido (Tabela 2). Nas áreas de florestas úmidas estes solos apresentaram, em geral, os maiores teores de matéria orgânica, quando comparados aos solos das áreas de florestas secas.

Na Serra das Antas (área de floresta úmida) observaram-se os maiores valores dos seguintes atributos: manganês (Mn), fósforo (P), cálcio (Ca) e saturação por bases (SB). Na área do Araripe (floresta úmida) foi observada maior quantidade de ferro (Fe) e menor de potássio (K).

O número de glomerosporos diferiu estatisticamente entre as áreas estudadas (Tabela 4). Nesse estudo foi observada uma variação de 3.96 a 14.13 glomerosporos (g^{-1} solo). Em solos de florestas tropicais úmidas e secas a densidade de glomerosporos é bastante variável, sendo registrada faixa de 1-30 esporos g^{-1} (TCHABI et al., 2008; ZANGARO et al., 2012; MOREIRA et al., 2016; PONTES et al., 2017a).

Na Serra das Antas foi observado o menor número de glomerosporos em comparação com as demais áreas estudadas (exceto Cariri), o que pode estar relacionado ao maior teor de fósforo encontrado neste local (Tabela 4).

Tabela 4 - Número de glomerosporos em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe, Contente, S. Antas) e secas (Cariri, Karawatã e A. Belas) do Nordeste do Brasil.

Áreas	Nº de glomerosporos
Araripe	8.28 ab
Cariri	6.34 bc
Contente	11.63 a
Karawatã	9.19 ab
S. Antas	3.96 c
A. Belas	14.13 a

Valores seguidos da mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Dependendo da espécie vegetal associada, algumas espécies de FMA podem produzir mais esporos quando associadas a determinadas plantas, portanto a identidade do hospedeiro vegetal pode justificar a diferença significativa no número de glomerosporos entre as áreas estudadas (BEVER et al., 1996; TURRINI et al., 2017). Além disso, o estado fisiológico da planta pode estar relacionado a uma variação na quantidade destes propágulos (TRIPATHI; KHARE, 2012).

São reconhecidas diferenças nos padrões de esporulação entre as famílias de FMA (HART; READER, 2002), táxons da família Gigasporaceae produzem uma quantidade menor de esporos, enquanto as espécies da família Glomeraceae apresentam alta taxa de produção de pequenos esporos, formados mais rapidamente (CHAGNON et al., 2013). Devido a estas distintas estratégias de esporulação reconhecidas entre os táxons de FMA, pode haver diferenças nas quantidades de propágulos formadas por diferentes espécies.

O número total de espécies identificado nesse estudo (102) foi superior ao registrado em trabalhos em florestas tropicais secas e úmidas, os quais variaram de 19-56 táxons de FMA identificados (BONFIM et al., 2013; LEAL et al., 2013; SILVA et al., 2014; TEIXEIRA-RIOS et al., 2018; PEREIRA et al., 2018; STÜRMER et al., 2018).

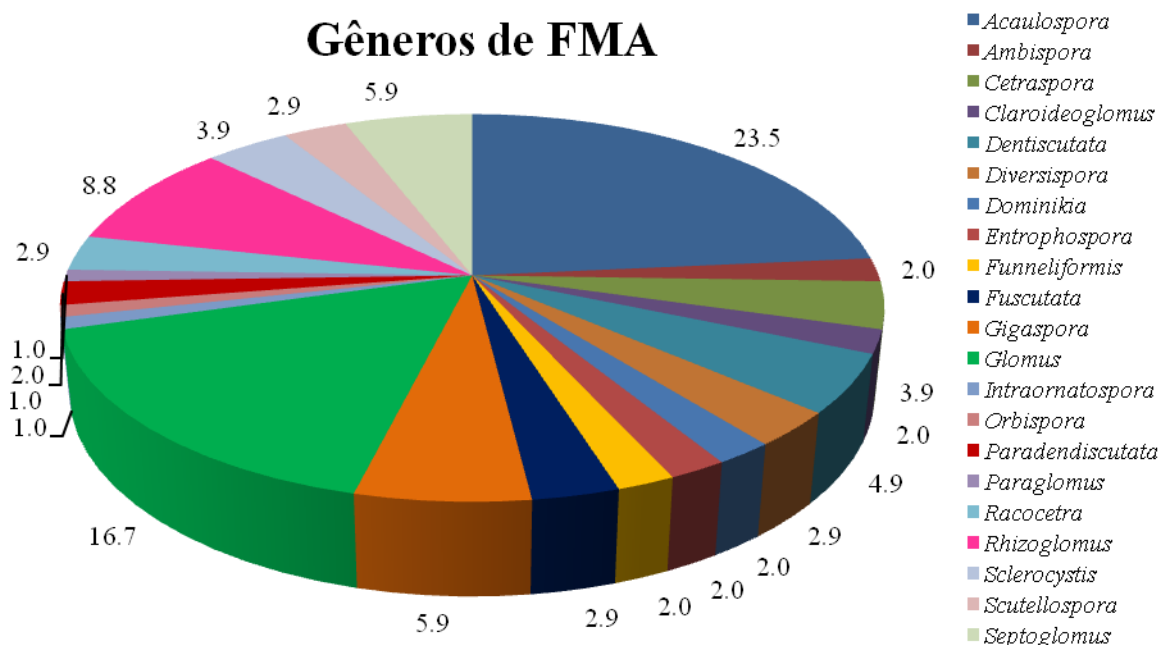
A riqueza de FMA varia amplamente entre os estudos realizados em florestas tropicais, pois há diferenças no esforço amostral em cada trabalho desenvolvido, portanto a comparação desta medida é por vezes inadequada, já que não há uma padronização no número de amostras observadas.

Foram registrados 21 gêneros pertencentes a 11 famílias e cinco ordens (Tabela 5). *Acaulospora* e *Glomus* foram os gêneros com maior número de espécies apresentando 24 e 17 espécies, respectivamente (Figura 3). O gênero *Rhizoglomus* foi representado por nove espécies, seguido por *Gigaspora* e *Septoglomus* com seis táxons cada. O gênero *Dentiscutata* foi representado por cinco táxons, seguido por *Cetraspora* e *Sclerocystis* com quatro espécies cada. *Diversispora*, *Fuscutata*, *Racocetra* e *Scutellospora* com três espécies cada. Representados por apenas dois táxons estavam os gêneros: *Ambispora*, *Claroideoglomus*, *Dominikia*, *Entrophospora*, *Funneliformis* e *Paradentiscutata*. Os demais foram representados por uma espécie (*Intraornatospora*, *Orbispora* e *Paraglomus*).

De modo geral a riqueza de FMA variou de dois a 30 táxons por amostra. Do total de táxons identificados neste trabalho, 22 foram determinados apenas ao nível de

gênero, uma vez que os glomerosporos não apresentavam características morfológicas suficientes para a determinação da espécie. Entre os táxons identificados, há o registro de uma nova espécie para a ciência (*Glomus* sp. 6).

Figura 3 - Representatividade dos gêneros de FMA em áreas de florestas tropicais úmidas e secas do Nordeste do Brasil.



Considerando o total de espécies identificadas neste estudo, foi possível registrar aproximadamente 26% de todos os táxons conhecidos para o filo Glomeromycota.

Das 73 espécies de FMA identificadas nas áreas de florestas úmidas, 12 foram exclusivas apenas destes ambientes (*Acaulospora tuberculata*, *Diversispora celata*, *Gigaspora* sp. 1, *Gigaspora* sp. 2, *Glomus australe*, *Glomus magnicaule*, *Glomus pansihalos*, *Orbispora pernambucana*, *Rhizoglossum clarum*, *Rhizoglossum irregulare*, *Racocetra tropicana* e *Sclerocystis clavispora*).

Nas florestas secas foram registradas 90 espécies de FMA, com 29 delas ocorrendo apenas nestes locais (*Acaulospora bireticulata*, *Acaulospora cavernata*, *Acaulospora denticulata*, *Acaulospora rhemii*, *Acaulospora* sp. 3, *Ambispora brasiliensis*, *Claroideoglossum* sp. 1, *Dentiscutata colliculosa*, *Dentiscutata heterogama*, *Dentiscutata* sp. 2, *Diversispora* sp. 1, *Entrophospora infrequens*, *Fuscutata savannicola*, *Gigaspora rosea*, *Paradentiscutata bahiana*, *Paradentiscutata maritima*, *Paraglossum bolivianum*, *Racocetra fulgida*, *Racocetra* sp. 1, *Rhizoglossum aggregatum*,

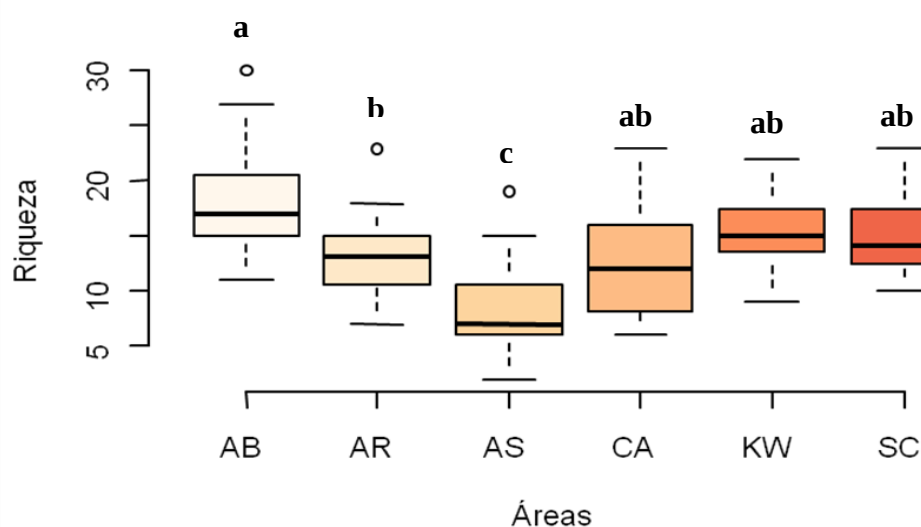
Rhizoglosum arabicum, *Scutellospora calospora*, *Scutellospora spinosissima*, *Scutellospora* sp. 1, *Septoglosum deserticola*, *Septoglosum furcatum*, *Septoglosum titan*, *Septoglosum* sp. 1 e *Septoglosum* sp. 2.).

Em geral, os representantes dos gêneros *Acaulospora* e *Glomus* são comumente relatados como prevalentes em áreas de florestas tropicais, o que também pôde ser observado neste trabalho e confirmado com recente levantamento sobre FMA em florestas tropicais no mundo, realizado por Marinho et al. (2018). Ainda com base neste inventário, a presença da espécie *Dominikia bernensis* constitui um novo registro para as florestas tropicais.

A riqueza de espécies de FMA diferiu significativamente entre as áreas de floresta seca e floresta úmida, sendo maior em Águas Belas (floresta seca) (Figura 4). Na área de floresta úmida Serra das Antas, foi registrada a menor quantidade de táxons, diferindo significativamente das demais áreas.

Diferenças entre a riqueza de espécies de FMA na rizosfera de comunidades vegetais em diferentes biomas podem ser explicadas pela variação de características ambientais, as quais explicam inclusive a variação da riqueza entre as comunidades de FMA dentro de parcelas e até mesmo entre amostras (DAVISON et al., 2015; LEKBERG; WALLER, 2016).

Figura 4 - Riqueza de FMA em áreas de florestas tropicais úmidas (AR, SC e SA) e secas (CA, KW e AB) do Nordeste do Brasil.



Valores seguidos da mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A riqueza das espécies de FMA pode ser influenciada pela competição por espaço no nicho, características funcionais dos simbioss e disponibilidade de recursos (JOHNSON et al., 2010; CHAGNON et al., 2013; ANTONINKA et al., 2015). Somado a estes fatores, destaca-se uma correlação com a riqueza vegetal (TEDERSOO et al., 2010), sendo natural esperar uma maior riqueza destes fungos em locais como as florestas úmidas estudadas, contudo maior riqueza de FMA nem sempre é associada a maior riqueza/diversidade de plantas (CHAUDARY et al., 2017), corroborando os resultados obtidos no presente trabalho, com o maior registro de espécies de FMA em uma área de floresta seca.

Tabela 5 - Espécies de fungos micorrízicos arbusculares com abundância relativa (AR) em percentual (%) e frequência de ocorrência* (FO) em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe, Contente e S. Antas) e secas (Cariri, Karawatã e A. Belas) no Nordeste do Brasil.

	Araripe		Cariri		Contente		Karawatã		S. Antas		A. Belas	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
Archaeosporales												
Ambisporaceae												
Ambispora												
<i>Ambispora appendicula</i> (Spain, Sieverd. & N.C. Schenck) C. Walker	0,02	R	0,38	C	0,01	R	0,17	MC	0,13	C	0,03	R
<i>Ambispora brasiliensis</i> B.T. Goto, L.C. Maia & Oehl	-	-	-	-	-	-	0,08	R	-	-	-	-
Diversisporales												
Acaulosporaceae												
Acaulospora												
<i>Acaulospora bireticulata</i> F.M. Rothwell & Trappe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	R
<i>Acaulospora cavernata</i> Blaszk.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,22	MC
<i>Acaulospora denticulata</i> Sieverd. & S. Toro	-	-	-	-	-	-	0,02	R	-	-	0,23	C
<i>Acaulospora endographis</i> B.T. Goto	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	R	1,5	C
<i>Acaulospora excavata</i> Ingleby & C. Walker	-	-	-	-	-	-	0,02	R	0,22	R	1,65	D
<i>Acaulospora foveata</i> Trappe & Janos	0,31	D	0,15	C	0,29	D	0,07	C	-	-	-	-
<i>Acaulospora herrerae</i> Furrázola, B.T. Goto, G.A. Silva, Sieverd. & Oehl	0,06	C	-	-	-	-	-	-	-	-	0,36	C
<i>Acaulospora lacunosa</i> J.B. Morton	-	-	-	-	0,14	C	0,05	R	0,09	C	-	-
<i>Acaulospora laevis</i> Gerd. & Trappe	0,12	C	-	-	0,01	R	-	-	-	-	0,01	R
<i>Acaulospora longula</i> Spain & N.C. Schenck	-	-	0,54	C	0,05	C	0,12	C	0,09	R	0,09	C
<i>Acaulospora mellea</i> Spain & N.C. Schenck	1,16	D	10,05	D	0,95	D	0,62	MC	0,31	C	0,17	C
<i>Acaulospora morrowiae</i> Spain & N.C. Schenck	0,52	C	0,38	MC	0,01	D	0,09	C	1,55	D	0,09	C
<i>Acaulospora reducta</i> Oehl, B.T. Goto & C.M.R. Pereira	-	-	0,15	C	-	-	0,07	C	0,13	R	1,5	D
<i>Acaulospora rehmi</i> Sieverd. & S. Toro	-	-	0,04	R	-	-	0,07	R	-	-	0,59	D
<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe	0,17	C	0,54	MC	0,06	C	0,55	MC	0,61	MC	1,34	D
<i>Acaulospora sieverdingii</i> Oehl, Sýkorová, Blaszk. & G.A. Silva	0,02	C	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	C
<i>Acaulospora spinosa</i> Walker & Trappe	0,14	C	0,04	R	0,09	MC	-	-	0,04	R	0,25	C

Tabela 5 - (continua) Espécies de fungos micorrízicos arbusculares com abundância relativa (AR) em percentual (%) e frequência de ocorrência* (FO) em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe, Contente e S. Antas) e secas (Cariri, Karawatã e A. Belas) no Nordeste do Brasil.

	Araripe		Cariri		Contente		Karawatã		S. Antas		A. Belas	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
Acaulosporaceae												
Acaulospora												
<i>Acaulospora spinosissima</i> Oehl, Palenz., Sánchez-Castro, Tchabi, Hount. & G. A. Silva	0,02	R	0,08	R	0,01	R	-	-	0,04	R	0,05	C
<i>Acaulospora</i> sp. 1	0,45	D	0,92	MC	0,8	D	0,19	C	0,04	R	0,03	C
<i>Acaulospora</i> sp. 2	0,12	C	-	-	0,02	6,66	-	-	-	-	0,01	R
<i>Acaulospora</i> sp. 3	-	-	-	-	-	-	0,19	D	-	-	0,3	D
<i>Acaulospora</i> sp. 4	-	-	-	-	-	-	-	-	1,28	MC	0,05	C
<i>Acaulospora</i> sp. 5	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	C	0,12	MC
<i>Acaulospora tuberculata</i> Janos & Trappe	0,04	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diversisporaceae												
Diversispora												
<i>Diversispora aurantia</i> (Blaszk., Blanke, Renker & Buscot) C. Walker & A. Schüßler	0,06	C	-	-	0,01	R	0,24	C	-	-	0,06	C
<i>Diversispora celata</i> C. Walker, Gamper & A. Schüßler	-	-	-	-	0,01	R	-	-	-	-	-	-
<i>Diversispora</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	0,38	D	-	-	0,03	C
Entrophosporaceae												
Claroideoglossum												
<i>Claroideoglossum etunicatum</i> (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler	0,66	MC	2,57	C	0,48	C	0,17	C	0,75	C	0,06	C
<i>Claroideoglossum</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	0,05	R	-	-	-	-
<i>Entrophospora infrequens</i> (I.R. Hall) R.N. Ames & R.W. Schneid							0,02	R			0,06	C
<i>Entrophospora</i> sp. 1									0,09	R	0,09	C
Gigasporales												
Dentiscutataceae												
Dentiscutata												
<i>Dentiscutata cerradensis</i> (Spain & J. Miranda)	0,89	D	0,54	D	0,03	R	-	-	0,09	R	-	-

Sieverd., F.A. Souza & Oehl

Tabela 5 - (continua) Espécies de fungos micorrízicos arbusculares com abundância relativa (AR) em percentual (%) e frequência de ocorrência* (FO) em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe, Contente e S. Antas) e secas (Cariri, Karawatã e A. Belas) no Nordeste do Brasil.

Dentiscutataceae	Araripe		Cariri		Contente		Karawatã		S. Antas		A. Belas	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
<i>Dentiscutata</i>												
<i>Dentiscutata colliculosa</i> B.T. Goto & Oehl	-	-	0,27	C	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dentiscutata heterogama</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Sieverd., F.A. Souza & Oehl	-	-	0,08	C	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dentiscutata</i> sp. 1	-	-	0,04	R	0,27	C	-	-	-	-	-	-
<i>Dentiscutata</i> sp. 2	-	-	0,04	R	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fuscutata</i>												
<i>Fuscutata heterogama</i> Oehl, F.A. Souza, L.C. Maia & Sieverd	-	-	0,15	C	-	-	0,02	R	0,04	R	-	-
<i>Fuscutata rubra</i> (Stürmer & J.B. Morton) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	-	-	0,19	C	-	-	-	-	0,09	R	-	-
<i>Fuscutata savannicola</i> (R.A. Herrera & Ferrer) Oehl, F.A. Souza & Sieverd	-	-	0,08	R	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gigasporaceae</i>												
<i>Gigaspora</i>												
<i>Gigaspora decipiens</i> R. Hall & L.K. Abbott	0,02	R	-	-	0,02	R	-	-	-	-	0,05	R
<i>Gigaspora gigantea</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe	0,25	MC	0,96	D	0,04	C	0,05	C	-	-	-	-
<i>Gigaspora margarita</i> W.N. Becker & I.R. Hall	0,17	MC	2,92	D	0,01	R	0,07	C	-	-	0,05	R
<i>Gigaspora rosea</i> T.H. Nicolson & N.C. Schenck	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	R
<i>Gigaspora</i> sp. 1	0,21	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gigaspora</i> sp. 2	-	-	-	-	0,01	R	-	-	-	-	-	-
<i>Intraornatosporaceae</i>												
<i>Intraornatospora</i>												
<i>Intraornatospora intraornata</i> (B.T. Goto & Oehl) B.T. Goto, Oehl & G.A. Silva	-	-	0,58	MC	0,01	C	0,33	MC	0,04	R	0,03	C

Tabela 5 - (continua) Espécies de fungos micorrízicos arbusculares com abundância relativa (AR) em percentual (%) e frequência de ocorrência* (FO) em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe, Contente e S. Antas) e secas (Cariri, Karawatã e A. Belas) no Nordeste do Brasil.

	Araripe		Cariri		Contente		Karawatã		S. Antas		A. Belas	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
Intraornatosporaceae												
<i>Paradentiscutata</i>												
<i>Paradentiscutata bahiana</i> Oehl, Magna, B.T. Goto & G.A. Silva	-	-	2,39	MC			0,05	C				
<i>Paradentiscutata maritima</i> B.T. Goto, D.K. Silva, Oehl & G.A. Silva	-	-	0,23	C	-	-	0,07	C	-	-	-	-
					-	-			-	-	-	-
<i>Racocetraceae</i>												
<i>Cetraspora</i>												
<i>Cetraspora gilmorei</i> (Trappe & Br Gerd.) Oehl, F.A. Souza e Sieverd.	0,04	R	-	-	0,01	R	0,07	R	-	-	-	-
<i>Cetraspora pellucida</i> (T.H. Nicolson e N.C. Schenck) Oehl, F.A. Souza e Sieverd.	-	-	0,04	R	0,01	R	-	-	0,18	R	0,01	R
<i>Cetraspora</i> sp. 1	0,04	C	0,50	D	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cetraspora</i> sp. 2	0,04	C	0,08	R	0,03	C	-	-	-	-	-	-
<i>Racocetra</i>												
<i>Racocetra fulgida</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A.Souza & Sieverd.	-	-	0,04	R							0,01	R
<i>Racocetra tropicana</i> Oehl, B.T. Goto & G.A. Silva	-	-	-	-	0,01	R	-	-	-	-	-	-
<i>Racocetra</i> sp. 1	-	-	0,23	C	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scutellosporaceae</i>												
<i>Orbispora</i>												
<i>Orbispora pernambucana</i> (Oehl, D.K.Silva, N. Freitas & L.C. Maia) Oehl, G.A. Silva & D.K. Silva	0,02	R	-	-	0,17	C	-	-	-	-	-	-
<i>Scutellospora</i>												
<i>Scutellospora calospora</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & F.E. Sanders	-	-	0,38	C	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scutellospora spinosissima</i> C. Walker & Cuenca	-	-	0,11	R	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scutellospora</i> sp. 1	-	-	0,19	R	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 5 - (continua) Espécies de fungos micorrízicos arbusculares com abundância relativa (AR) em percentual (%) e frequência de ocorrência* (FO) em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe, Contente e S. Antas) e secas (Cariri, Karawatã e A. Belas) no Nordeste do Brasil.

Glomerales Glomeraceae	Araripe		Cariri		Contente		Karawatã		S. Antas		A. Belas	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
<i>Dominikia</i>												
<i>Dominikia aurea</i> (Oehl & Sieverd.) Błaszk., Chwat, G.A. Silva & Oehl	0,19	C	-	-	7,70	D	0,57	MC	6,31	MC	2,75	D
<i>Dominikia bernensis</i> Oehl, Palenz., Sánchez-Castro, N.M.F.Sousa & G.A.Silva	0,02	R	-	-	-	-	0,02	C	11,55	C	0,01	R
<i>Funneliformis</i>												
<i>Funneliformis halonatus</i> (S.L. Rose & Trappe) Oehl, G.A. Silva & Sieverd.	0,04	C	0,11	C	0,06	C	0,29	MC	-	-	0,23	C
<i>Funneliformis mosseae</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler	0,02	R	0,92	C	0,01	R	0,24	C	0,04	R	0,3	C
<i>Glomus</i>												
<i>Glomus ambisporum</i> G.S. Sm. & N.C. Schenck	0,06	C	-	-	0,71	C	0,17	C	-	-	0,01	R
<i>Glomus australe</i> (Berk.) S.M. Berch	-	-	-	-	0,19	C	-	-	-	-	-	-
<i>Glomus badium</i> Oehl, D. Redecker & Sieverd.	0,21	C	-	-	0,09	R	0,09	R	-	-	-	-
<i>Glomus brohultii</i> Sieverd. & R.A. Herrera	14,47	D	11,01	D	15,24	D	11,09	D	2,87	C	12	D
<i>Glomus glomerulatum</i> Sieverd.	3,28	D	4,81	D	3,41	D	12,02	D	0,26	C	41,55	D
<i>Glomus heterosporum</i> G.S. Sm. & N.C. Schenck	-	-	-	-	0,05	R	0,09	C	0,04	R	-	-
<i>Glomus macrocarpum</i> Tul. & C. Tul	40,80	D	48,20	D	35,31	D	38,93	D	21,47	D	19	D
<i>Glomus magnicaule</i> I.R. Hall	-	-	-	-	0,01	R	-	-	-	-	-	-
<i>Glomus microcarpum</i> Tul. & C. Tul	0,52	D	1,54	C	5,06	D	13,92	D	3,08	D	5,07	D
<i>Glomus nanolumen</i> Koske & Gemma	0,64	D	-	-	0,33	D	0,07	C	-	-	-	-
<i>Glomus pansihalos</i> S.M. Berch & Koske	-	-	-	-	0,01	R	-	-	-	-	-	-
<i>Glomus</i> sp. 1	30,89	D	1,85	MC	14,59	D	1,10	D	-	-	0,78	D
<i>Glomus</i> sp. 2	1,51	MC	1,73	MC	2,36	D	3,66	D	2,47	C	0,78	D
<i>Glomus</i> sp. 3	0,35	MC	0,15	C	0,78	D	0,8	D	-	-	0,3	MC
<i>Glomus</i> sp. 4	0,78	C	3,50	MC	0,11	R	9,60	D	1,24	MC	4,26	D

Tabela 5 - (continua) Espécies de fungos micorrízicos arbusculares com abundância relativa (AR) em percentual (%) e frequência de ocorrência* (FO) em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe, Contente e S. Antas) e secas (Cariri, Karawatã e A. Belas) no Nordeste do Brasil.

	Araripe		Cariri		Contente		Karawatã		S. Antas		A. Belas	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
Glomeraceae												
Glomus												
<i>Glomus</i> sp. 5	0,31	R	-	-	0,09	C	1,20	D	-	-	1,53	C
<i>Glomus</i> sp. 6	-	-	-	-	-	-	-	-	6,15	C	0,01	R
Rhizoglomus												
<i>Rhizoglomus aggregatum</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,65	C
<i>Rhizoglomus arabicum</i> (Błaszk., Symanczik & Al-Yahya'ei)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	R
<i>Rhizoglomus clarum</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	-	-	-	-	15,56	C	-	-	-	-	-	-
<i>Rhizoglomus fasciculatum</i> (Thaxt.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	0,02	R	-	-	-	-	-	-	-	-	0,22	R
<i>Rhizoglomus intraradices</i> N.C. Schenck & G.S. Sm.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	0,04	C	-	-	-	-	0,19	C	0,09	R	0,01	R
<i>Rhizoglomus irregulare</i> (Błaszk., Wubet, Renker & Buscot) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	-	-	-	-	-	-	-	-	4,95	R	-	-
<i>Rhizoglomus microaggregatum</i> (Koske, Gemma & P.D. Olexia) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	-	-	-	-	-	-	-	-	0,57	C	1,20	C
<i>Rhizoglomus</i> sp. 1	0,12	C	-	-	0,06	C	0,6	D	0,21	R	0,45	D
<i>Rhizoglomus</i> sp. 2	-	-	-	-	0,11	R	-	-	0,02	R	0,06	C
Sclerocystis												
<i>Sclerocystis clavispora</i> Trappe	0,08	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sclerocystis coremioides</i> Berk. & Broome	-	-	-	-	0,11	C	0,17	C	0,13	R	0,01	R
<i>Sclerocystis sinuosa</i> R.T. Almeida & N.C. Schenck	0,06	C	0,23	C	0,03	C	-	-	1,33	D	0,25	D
<i>Sclerocystis taiwanensis</i> C.G. Wu & Z.C. Chen	-	-	-	-	0,03	R	0,63	R	-	-	-	-
Septoglomus												
<i>S. constrictum</i> (Trappe) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	0,02	R	-	-	0,47	D	0,21	C	0,31	C	0,76	C

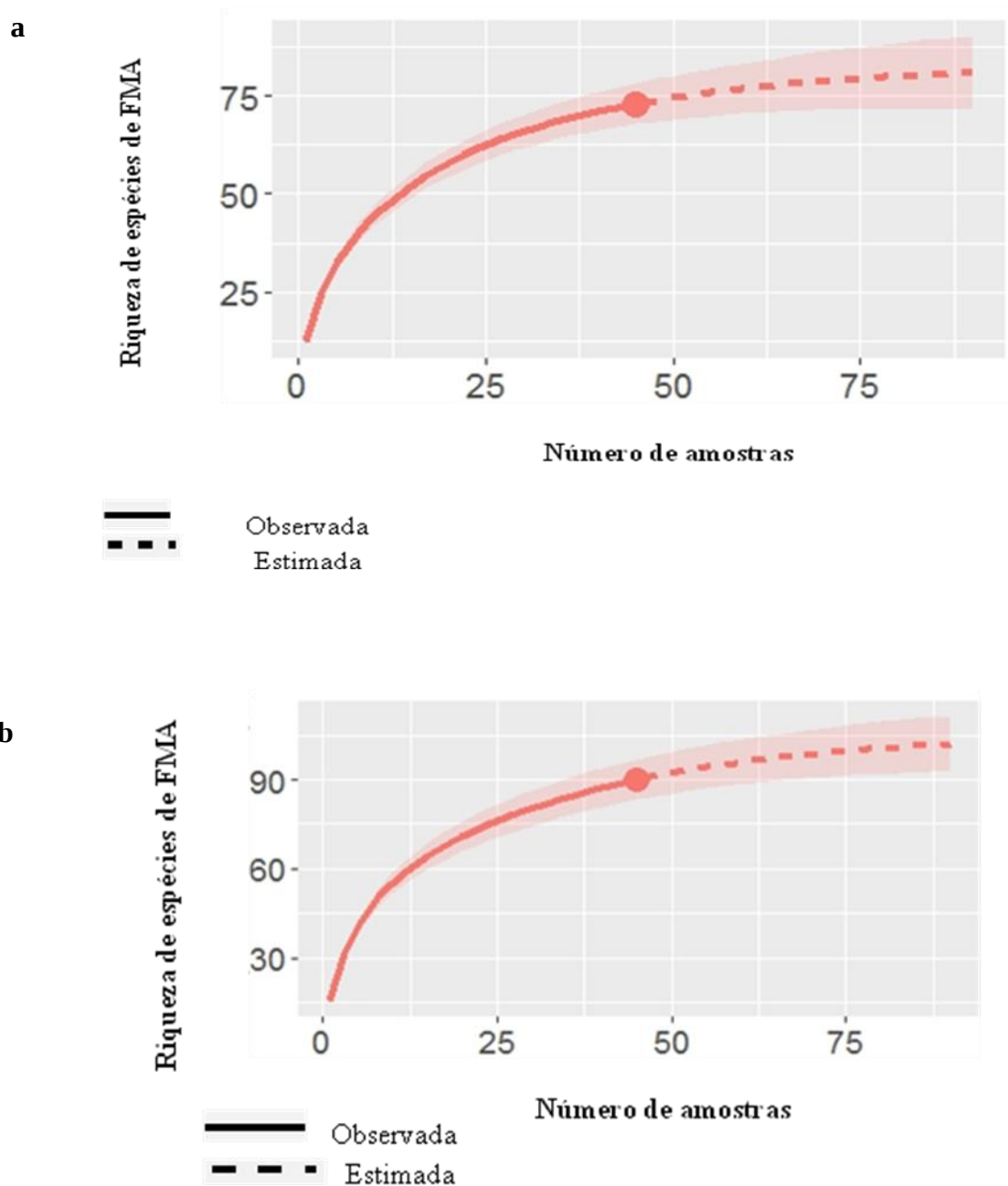
Tabela 5 - (continua) Espécies de fungos micorrízicos arbusculares com abundância relativa (AR) em percentual (%) e frequência de ocorrência* (FO) em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe, Contente e S. Antas) e secas (Cariri, Karawatã e A. Belas) no Nordeste do Brasil.

Glomeraceae	Araripe		Cariri		Contente		Karawatã		S. Antas		A. Belas	
<i>Septoglomus</i>	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
<i>Septoglomus deserticola</i> (Trappe, Bloss & J.A. Menge) G.A. Silva, Oehl & Sieverd	-	-	-	-	-	-	0,07	R	-	-	-	-
<i>Septoglomus furcatum</i> Błaszk., Chwat & Kovács, Ryszka	-	-	-	-	-	-	0,12	R	-	-	-	-
<i>Septoglomus titan</i> B.T. Goto & G.A. Silva	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	R
<i>Septoglomus</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	R
<i>Septoglomus</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	R
Paraglomerales												
Paraglomeraceae												
<i>Paraglomus</i>												
<i>Paraglomus bolivianum</i> (Sieverd. & Oehl) Oehl & G.A. Silva	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	R
Riqueza de espécies	46		44		52		50		40		62	

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

Com base no estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1) o número estimado de espécies foi de 97 para as áreas de florestas úmidas (73 espécies foram recuperadas) e 111 para a floresta úmida (onde foram recuperadas 90) (Figura 5). As curvas de acumulação de espécies não se estabilizaram, para atingir o platô, seria necessário coletar o dobro de amostras (30) em cada área de estudo.

Figura 5 - Curva de acumulação de espécies de fungos micorrízicos arbusculares em áreas em áreas de florestas tropicais úmidas (a) e secas (b) do Nordeste do Brasil.



As curvas de acumulação de espécies constituem uma avaliação importante do esforço amostral, se foi eficiente para representar o número de espécies existente em determinado local ou revelando a existência de um número de táxons adicionais não detectados no local.

As culturas armadilhas foram importantes para a obtenção de esporos novos (viáveis) de algumas espécies, como: *Acaulospora bireticulata*, *Acaulospora spinosa*, *Acaulospora lacunosa*, *Glomus ambisporum*, *Glomus heterosporum*, *Funneliformis halonatus*, *Funneliformis mosseae*, *Rhizogloium clarum* e *Septogloium furcatum*.

Contudo, nem todas as espécies identificadas em cada amostra de campo foram observadas nos vasos de cultivo correspondente. As condições experimentais geram pressões seletivas e mecanismos de filtragem sobre as espécies de FMA, bem diferentes dos encontrados na natureza, podendo resultar em diferenças no estabelecimento das mesmas em ensaios (LECKBERG; KOIDE, 2018).

A ausência da maioria dos táxons, identificados a partir de amostras de campo, nos vasos de cultivo pode ser explicada pelas espécies de plantas hospedeiras utilizadas nas culturas armadilha, uma vez que estas podem ter um efeito forte na comunidade de esporos isolados deste bioensaio devido à diminuição no número de parceiros simbióticos (em comparação as condições de campo), o que reduz a diversidade de FMA (ROBINSON-BOYER et al., 2009).

Embora não tenha havido acréscimo de nenhuma espécie diferente das identificadas nas amostras do solo de campo, observamos a importância deste bioensaio para a recuperação de esporos jovens que auxiliam na identificação e confirmação de espécies das comunidades de FMA nas áreas estudadas.

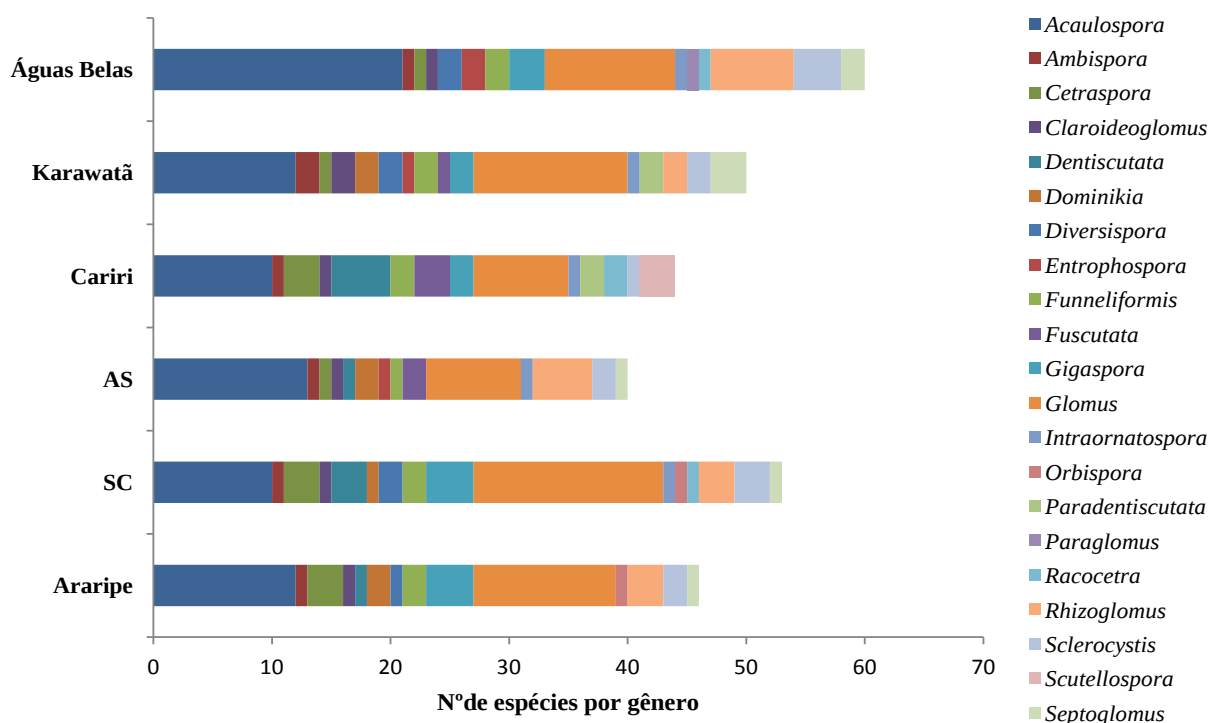
Ao contrário do observado por Kivlin et al. (2018), os quais registraram as espécies mais abundantes em amostras de campo como as mais abundantes nos potes de cultivo, neste estudo observamos o comportamento contrário. Algumas das espécies citadas anteriormente apresentaram alta abundância nos vasos de cultivo, embora tenham sido registradas com baixa abundância relativa em amostras de campo e representaram mais de 50% dos glomerosporos recuperados de cada amostra do vaso de cultivo (e.g. *Glomus ambisporum* e *Funneliformis mosseae* para as áreas da Serra do Contente e Águas Belas, respectivamente), sugerindo que estas espécies tiveram uma vantagem competitiva em relação às outras nesta condição.

Não houve diferença no predomínio dos gêneros de FMA entre as áreas estudadas, em geral espécies pertencentes aos gêneros *Acaulospora* e *Glomus* foram os

prevalentes, entretanto foram observados gêneros pertencentes a famílias distintas entre as áreas estudadas (Figura 6).

A disponibilidade de recursos pode afetar o equilíbrio entre a simbiose micorrízica, causando modificações nas comunidades de FMA, espécies desses fungos com maiores demandas por carbono, por exemplo, membros da família Gigasporaceae, seriam preteridos em condições limitantes deste nutriente (JOHNSON, 2010).

Figura 6 - Distribuição de espécies de FMA por gênero em áreas de florestas tropicais (Araripe, SC e SA) e secas (Cariri, Karawatã e Águas Belas) do Nordeste do Brasil.



Em uma situação experimental de menor disponibilidade de matéria orgânica no solo de uma floresta tropical úmida do Panamá, Sheldrake et al. (2017) observaram que as plantas investem mais na simbiose com os FMA, contudo a composição destas comunidades é afetada pela quantidade de recursos existentes no substrato.

A absorção de P pelos FMA está relacionada à quantidade de hifas externas produzidas pelo fungo, portanto espécies de Gigasporales, que produzem mais micélio externo, usualmente adquirem mais P, em comparação aos táxons de FMA que não desenvolvem um extenso micélio extrarradicular (POWELL et al., 2009; VAN DER HEIJDEN; SCHEUBLIN, 2007). Na área Cariri (floresta seca) foi registrado o menor

conteúdo de P, local onde foi identificado o maior número de táxons (18) pertencentes a esta ordem.

Espécies de Gigasporales têm sido registradas como mais abundantes e prevalentes em solos arenosos (LEKBERG et al., 2007; CHAUDARY et al., 2017), esses resultados estão de acordo com o observado neste estudo, os táxons desta ordem foram predominantes e com maior abundância na área de floresta seca com solo mais arenoso (Cariri).

Alguns gêneros foram representados em apenas uma área: como *Paraglomus* que foi registrado apenas em Águas Belas e o gênero *Scutellospora*, com táxons registrados apenas na floresta seca Cariri.

As espécies mais abundantes em todas as áreas foram: *Glomus macrocarpum*, *Glomus glomerulatum*, *Glomus brohultii*, *Glomus* sp. 1, *Glomus microcarpum*, *Glomus* sp. 4, *Glomus* sp. 2, *Acaulospora mellea*, *Claroideoglomus etunicatum*, *Acaulospora scrobiculata*, *Acaulospora* sp. 1 e *Acaulospora morrowiae*.

Conhecer a composição das comunidades de FMA em áreas naturais pode ser esclarecedor para a predição da abundância relativa destas espécies dentro de comunidades em diferentes locais, pois em ecossistemas naturais é observado um padrão universal, conservado não somente em escala local, uma vez que as mesmas espécies interagem de maneira similar quando compartilhadas entre comunidades (VERBRUGGEN et al., 2017). Nas áreas de florestas tropicais estudadas foi possível observar um padrão em relação aos táxons mais abundantes, com a maioria deles sendo registrada com valores semelhantes para esta medida.

As quatro espécies do gênero *Glomus* (*Glomus macrocarpum*, *Glomus glomerulatum*, *Glomus brohultii* e *Glomus microcarpum*), representaram 67% de todos os esporos encontrados nas áreas de florestas tropicais estudadas. A totipotência dos diversos propágulos de *Glomus* favorece espécies deste gênero, por possuírem a capacidade de colonizar as plantas por meio de fragmentos de hifas e esporos, apresentarem rápido crescimento e elevada produção de esporos (HART; READER, 2002; CHAGNON et al., 2013). Essas características contribuem para que espécies deste gênero sejam mais abundantes e prevalentes em variados ambientes.

Elevada abundância de esporos das espécies *Acaulospora mellea* e *Acaulospora morrowiae* também foi observada por Lovelock et al. (2003) em área de floresta tropical úmida na Costa Rica, correspondendo a 96% dos esporos retirados do solo. O elevado número de esporos pertencente às espécies da família Acaulosporaceae é por vezes

relacionado à maior tolerância que estas têm a variação no pH, além de suportarem maiores teores de fósforo no solo (LEAL et al., 2013; ANTONINKA et al., 2015; ASSIS et al., 2018). Esta capacidade condiz com a característica de estresse-tolerante dos taxa desta família, que são adaptados a diversificadas condições ambientais (CHAGNON et al., 2013).

Como observado por Violi et al. (2008) em florestas tropicais úmidas no México, as espécies de Gigasporales foram detectadas com baixa abundância nas áreas de florestas deste estudo. Uma justificativa para o menor número de esporos dos táxons desta ordem pode estar relacionado à menor quantidade dos esporos produzidos pelos representantes desta ordem, que por serem maiores, são produzidos em pequena quantidade, quando em comparação com alguns representantes de Diversisporales e Glomerales.

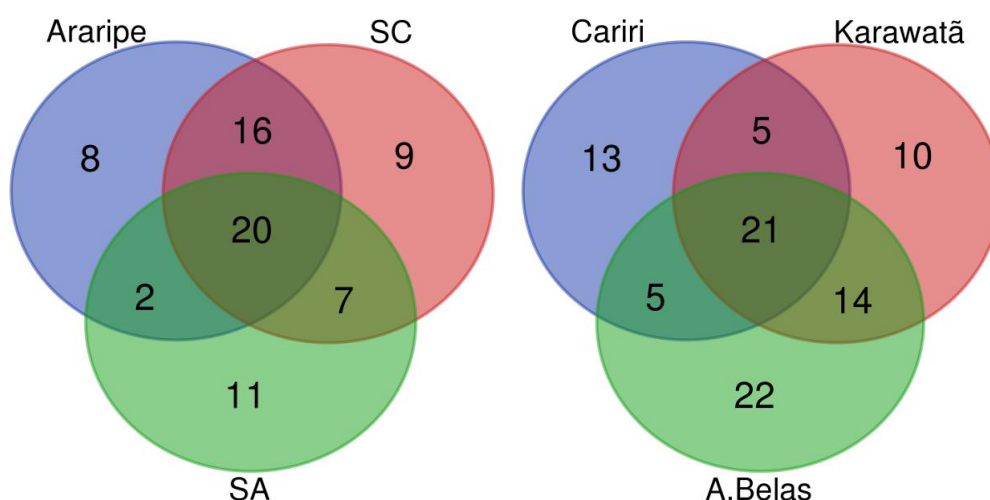
As espécies mais frequentes nas amostras de solo de campo (*Acaulospora mellea*, *Acaulospora foveata*, *Acaulospora morrowiae*, *Acaulospora scrobiculata*, *Glomus brohultii*, *Glomus glomerulatum* e *Glomus macrocarpum* são comumente encontradas em solos tropicais e podem ser consideradas generalistas (MANGAN et al., 2004; TCHABI et al., 2008; BONFIM et al., 2013; PONTES et al., 2017b; VIEIRA et al., 2018a).

Algumas espécies foram consideradas raras e exclusivas de algumas das áreas: na floresta seca de Águas Belas foi o encontrado o maior número delas (6): *Acaulospora bireticulata*, *Paraglomus bolivianum*, *Rhizoglomus arabicum*, *Septoglomus titan*, *Septoglomus* sp. 1 e *Septoglomus* sp. 2; em Karawatã: *Ambispora brasiliensis*, *Claroideoglomus* sp. 1, *Septoglomus deserticola* e *Septoglomus furcatum*; no Cariri: *Fuscutata savannicola*, *Scutellospora spinosissima* e *Scutellospora* sp. 1. Para as florestas úmidas um menor número de espécies foi colocado nesta categoria: *Acaulospora tuberculata* para Araripe; *Rhizoglomus irregulare* para a Serra das Antas; *Gigaspora* sp. 2 e *Racocetra tropicana* na Serra do Contente.

A presença de espécies exclusivas e raras neste estudo comprova a importância da conservação de áreas naturais para manutenção de ambientes constantemente ameaçados, como as florestas tropicais.

As áreas de florestas secas e úmidas compartilharam 61 espécies, correspondendo a 75% de similaridade pelo índice de Sørensen. Considerando cada área de estudo foi possível observar baixo número de espécies compartilhadas pela maioria das áreas de florestas estudadas (Figura 7).

Figura 7- Diagrama de Venn de espécies fungos micorrízicos arbusculares em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe, SC e SA) e secas (Cariri, Karawatã e A. Belas) e secas do Nordeste do Brasil.



Com base no índice de Sørensen as áreas de florestas úmidas e seus pares de florestas secas apresentaram de 55% a 66% de similaridade (Tabela 6). Considerando os tipos de florestas, foi observada uma variação de 51% a 73% para o índice de similaridade Sørensen nas áreas de florestas úmidas e de 55% a 62,5% para as áreas de florestas secas, quando comparadas entre elas.

Tabela 6 - Similaridade de Sørensen entre as comunidades de FMA em áreas de florestas tropicais úmidas e secas no Nordeste do Brasil.

Áreas	Cariri	Serra do Contente	Karawatã	Serra das Antas	Águas Belas
Araripe	55%	73%	62,5%	51%	63%
Serra do Contente	58%	-	66%	59%	58%
Karawatã	55%	66%	-	57%	62,5%
Serra das Antas	55%	59%	57%	-	66%
Águas Belas	49%	58%	62,5%	66%	-

O número de espécies de FMA compartilhadas entre as florestas úmidas e secas adjacentes refletiram uma similaridade razoável entre estas comunidades, conforme observado pelo índice de Sørensen (Figuras 8, 9 e 10).

Figura 8 - Diagrama de Venn de espécies fungos micorrízicos arbusculares em áreas de floresta tropical úmida (Araripe) e seca (Cariri) adjacentes do Nordeste do Brasil.

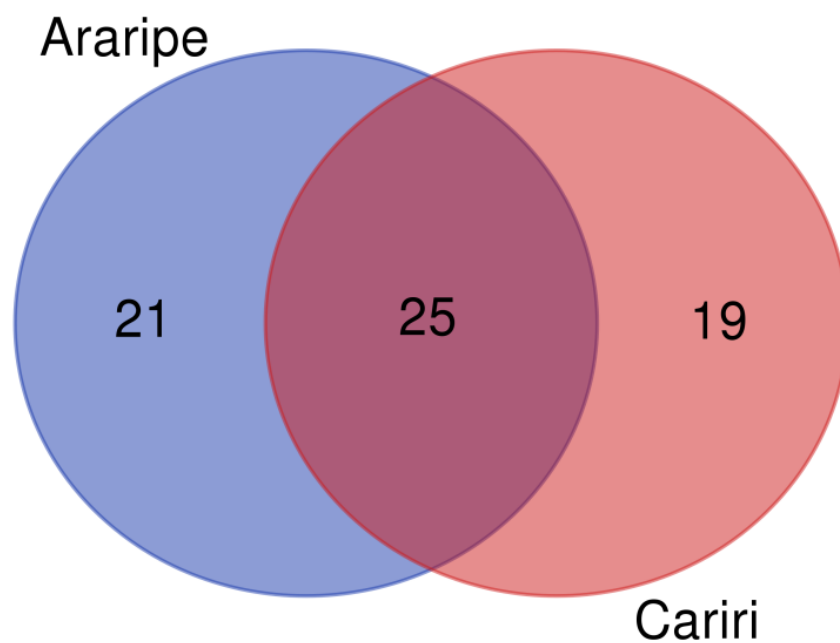


Figura 9 - Diagrama de Venn de espécies fungos micorrízicos arbusculares em áreas de floresta tropical úmida (SC) e seca (Karawatã) adjacentes do Nordeste do Brasil.

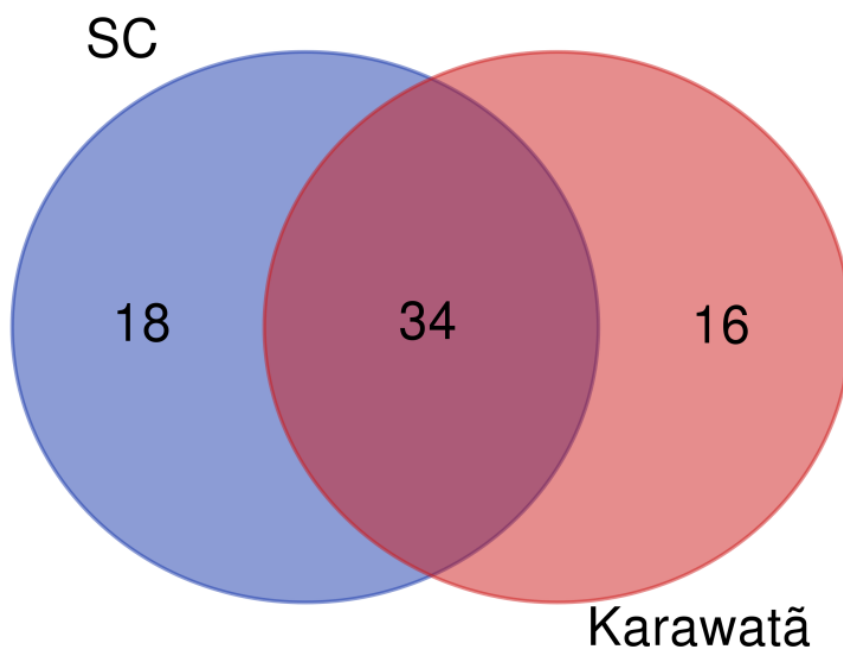
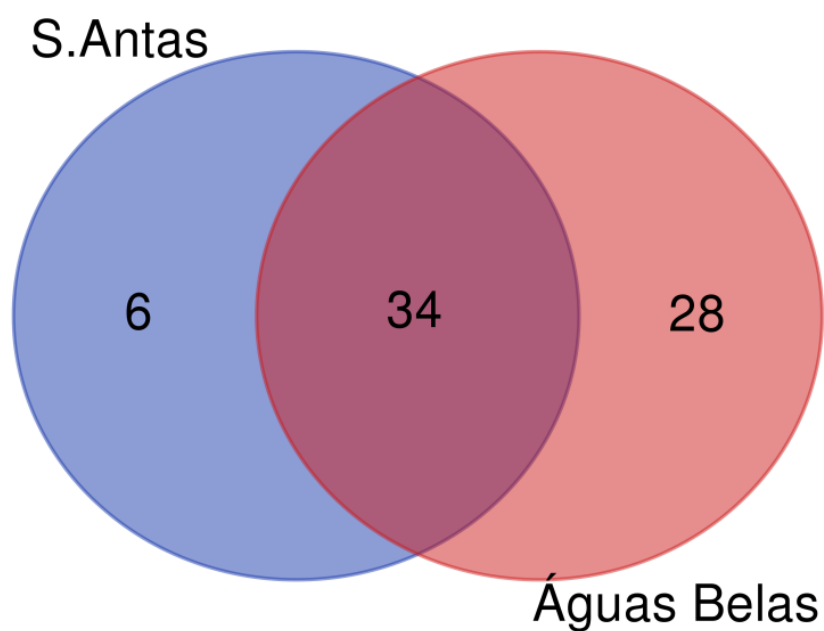
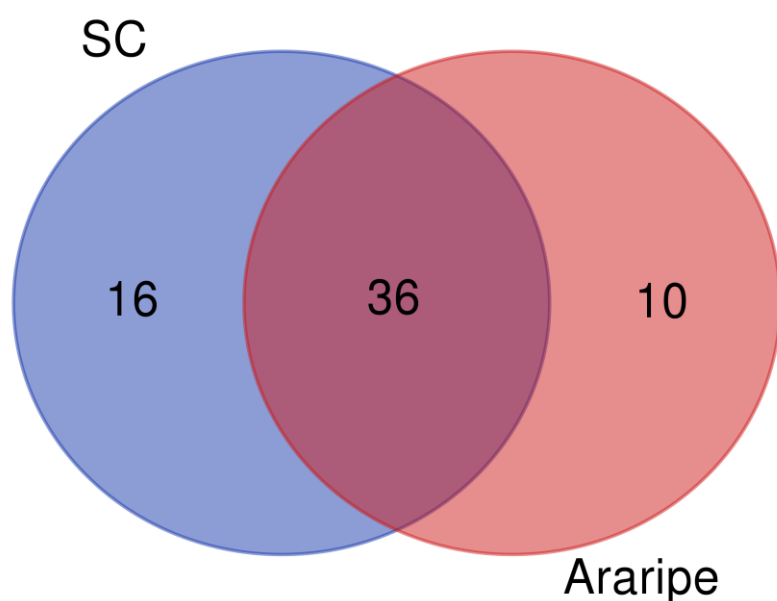


Figura 10 - Diagrama de Venn de espécies fungos micorrízicos arbusculares em áreas de floresta tropical úmida (S. Antas) e seca (Karawatã) adjacentes do Nordeste do Brasil.



Maior similaridade (73%) foi observada entre as áreas de florestas úmidas Araripe e Serra do Contente, áreas que compartilharam 36 espécies de FMA (Figura 11).

Figura 11 - Diagrama de Venn de espécies fungos micorrízicos arbusculares em áreas de florestas tropicais úmidas (Araripe e Serra do Contente) do Nordeste do Brasil.



As áreas de florestas secas Karawatã e Águas Belas têm 35 táxons de FMA em comum, contudo o valor do índice de similaridade foi baixo, resultado que pode estar associado ao grande número de espécies exclusivas (nove) existente em águas Belas.

As áreas adjacentes de florestas secas e úmidas apresentaram baixa similaridade. Embora o índice de Sørensen dê mais peso as espécies em comum, cada comunidade apresentou uma quantidade razoável de táxons exclusivos.

Dentre as espécies de FMA identificadas, 41 foram selecionadas como indicadoras de um dos tipos de florestas ou em mais de uma área (Tabela 7). Entre as 19 selecionadas como indicadoras das florestas secas, oito pertencem ao gênero *Acaulospora*; para as áreas de florestas úmidas, onze espécies de FMA foram indicadoras apenas deste tipo de ambiente.

Além disso, algumas espécies foram indicadoras de duas ou mais áreas de floresta, independente do tipo de floresta e da proximidade entre os locais. O maior número de espécies indicadoras selecionado para as áreas de florestas secas condizem com o maior número de táxons identificados para estes locais.

Tabela 7 - Espécies indicadoras com respectivo valor de indicação (VI) e p-valor (P) em áreas de florestas úmidas e secas do Nordeste do Brasil.

Espécies indicadoras	Grupo	VI (%)	P
Florestas secas			
<i>Acaulospora cavernata</i>	Águas Belas	58	0.001
<i>Acaulospora denticulata</i>	Águas Belas	43	0.018
<i>Acaulospora excavata</i>	Águas Belas	75	0.01
<i>Acaulospora herrerae</i>	Águas Belas	59	0.002
<i>Acaulospora reducta</i>	Águas Belas	85	0.001
<i>Acaulospora rhemii</i>	Águas Belas	69	0.001
<i>Acaulospora scrobiculata</i>	Águas Belas	71	0.006
<i>Cetraspora</i> sp. 1	Cariri	68	0.001
<i>Dentiscutata colliculosa</i>	Cariri	52	0.005
<i>Gigaspora margarita</i>	Cariri	85	0.001
<i>Paradendiscutata bahiana</i>	Cariri	57	0.001
<i>Diversispora</i> sp. 1	Karawatã	64	0.001
<i>Rhizoglosum intraradices</i>	Karawatã	45	0.047
<i>Sclerocystis taiwanensis</i>	Karawatã	70	0.001
<i>Acaulospora</i> sp. 3	Karawatã; Águas Belas	70	0.001

Tabela 7 – (continua) Espécies indicadoras com respectivo valor de indicação (VI) e p-valor (P) em áreas de florestas úmidas e secas do Nordeste do Brasil.

Espécies indicadoras	Grupo	VI (%)	P
Florestas secas			
<i>Glomus</i> sp. 4	Karawatã; Águas Belas	85	0.001
<i>Glomus</i> sp. 5	Karawatã; Águas Belas	62	0.003
<i>Rhizoglomus</i> sp. 1	Karawatã; Águas Belas	71	0.001
<i>.I. intraornata</i>	Cariri; Karawatã	51	0.016
Florestas úmidas			
<i>Acaulospora</i> sp. 2	Araripe	41	0.020
<i>Gigaspora</i> sp. 1	Araripe	45	0.029
<i>Acaulospora lacunosa</i>	Serra do Contente	43	0.045
<i>Dentiscutata</i> sp. 1	Serra do Contente	61	0.001
<i>Glomus ambisporum</i>	Serra do Contente	57	0.008
<i>Glomus australe</i>	Serra do Contente	45	0.029
<i>Acaulospora</i> sp. 4	Serra das Antas	60	0.001
<i>Dominikia bernensis</i>	Serra das Antas	51	0.012
<i>Acaulospora foveata</i>	Araripe; Serra do Contente	72	0.001
<i>Glomus nanolumen</i>	Araripe; Serra do Contente	73	0.001
<i>Glomus</i> sp. 1	Araripe; Serra do Contente	95	0.001
Florestas a úmida e seca (adjacente)			
<i>Dentiscutata cerradensis</i>	Araripe; Cariri	79	0.001
<i>Gigaspora gigantea</i>	Araripe; Cariri	66	0.001
<i>Acaulospora</i> sp. 5	Serra das Antas; Águas Belas	45	0.018
<i>Sclerocystis sinuosa</i>	Serra das Antas; Águas Belas	71	0.001
Florestas secas e úmidas			
<i>Acaulospora</i> sp. 1	Araripe; Serra do Contente; Cariri	61.5	0.009
<i>Acaulospora mellea</i>	Araripe; Serra do Contente; Cariri	87	0.001
<i>Glomus brohultii</i>	Araripe; Serra do Contente; Karawatã; Águas Belas	94	0.001
<i>Glomus glomerulatum</i>	Araripe; Serra do Contente; Karawatã; Águas Belas	88	0.002
<i>Glomus</i> sp. 3	Araripe; Serra do Contente; Karawatã; Águas Belas	75	0.001
<i>Glomus microcarpum</i>	Serra do Contente; Karawatã; Águas Belas	93	0.001
<i>Dominikia aurea</i>	Serra do Contente; Serra das Antas; Águas Belas	77	0.001

A análise de espécie indicadora pode ser útil para compreender os requisitos de habitat dos FMA e esclarecer seus nichos ecológicos (BOUFFAUD et al., 2016).

Portanto, a ocorrência de espécies de FMA como indicadoras representa que as condições deste ambiente são ideais para o estabelecimento de determinados táxons, caso esteja presente em mais de uma área, mas seja registrada como indicadora de um único local, sugere uma preferência pela área e nichos restritos (OEHL et al., 2010).

Este comportamento foi observado para as seguintes espécies: *Acaulospora denticulata*, *Acaulospora excavata*, *Acaulospora herrerae*, *Acaulospora lacunosa*, *Acaulospora reducta*, *Acaulospora rhemii*, *Acaulospora scrobiculata*, *Acaulospora* sp. 2, *Acaulospora* sp. 4, *Cetraspora* sp. 1, *Dentiscutata* sp. 1, *Dominikia bernensis*, *Gigaspora margarita*, *Glomus ambisporum*, *Paradendiscutata bahiana*, *Diversispora* sp. 1, *Rhizoglomus intraradices* e *Sclerocystis taiwanensis*.

Ao contrário do observado por Oehl et al. (2010) que relataram baixa ocorrência de espécies de *Acaulospora* em solos calcários, foi notado um elevado número de espécies deste gênero ocorrendo na área com maior quantidade de cálcio, sendo algumas delas inclusive registradas como espécies indicadoras desta floresta seca, condição que não afetou a frequência e abundância destes táxons (Águas Belas).

Como registrado nesse trabalho, espécies do gênero *Gigaspora* também têm sido detectadas como indicadoras em áreas de florestas tropicais em outros estudos: em área de floresta tropical seca no México (CARRILLO-SAUCEDO et al., 2018) e floresta tropical úmida na Guiana Francesa (LEÓN et al., 2018).

As espécies *Dentiscutata cerradensis*, *Dentiscutata colliculosa*, *Gigaspora gigantea*, *Gigaspora margarita*, *Intraornatospora intraornata* e *Paradentiscutata bahiana* foram indicadoras das áreas de florestas seca Cariri e Karawatã.

Os membros de Gigasporales se comportam como competidores com alta produção de hifas no solo para uma maior aquisição de nutrientes para o hospedeiro, sendo predominantes em condições escassas de nutrientes, como nos solos destas duas áreas de estudo (TRESEDER, 2005; CHAGNON et al., 2013).

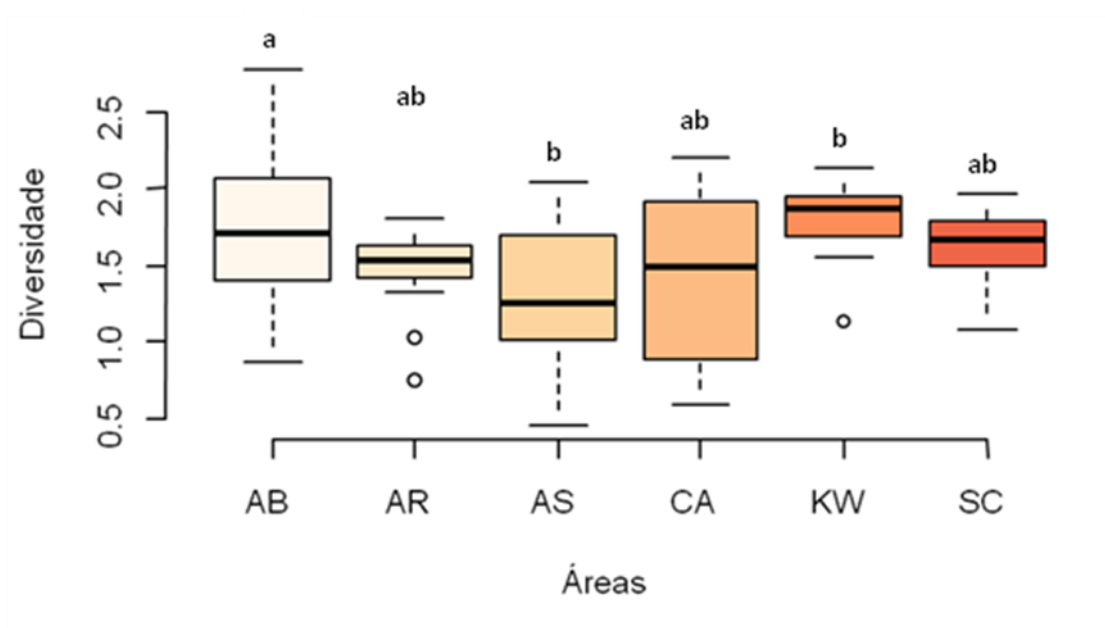
Neste estudo foram registradas quatro espécies esporocárpicas de FMA (*Sclerocystis coremiodes*, *Sclerocystis taiwanensis*, *Sclerocystis clavispora* e *Sclerocystis sinuosa*), sendo as duas últimas registradas como espécies indicadoras dos dois tipos de florestas.

Os esporocarpos são estruturas complexas e resistentes, com os esporos formados radialmente em um plexo central de hifas, que pode ser recoberto por um perídio. Esta organização garante maior proteção aos esporos, possibilitando a permanência deste propágulo em ambientes diversos, como pastagens (OEHL et al.,

2003), florestas secas (SILVA et al., 2014), áreas de cultivo (PEREIRA et al., 2014) e dunas herbáceas (SILVA et al., 2015).

O índice de diversidade de Shannon diferiu significativamente apenas entre a Serra das Antas (floresta úmida) e as áreas de florestas secas (Karawatã e Águas Belas), as quais não diferiram entre si (Figura 12).

Figura 12 - Diversidade de FMA em áreas de florestas tropicais úmidas (AR, AS e SC) e secas (CA, KW e AB) do Nordeste do Brasil.



Valores seguidos da mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Este índice leva em consideração a riqueza e a equitabilidade, logo variações na abundância relativa de algumas espécies de FMA entre estas áreas de estudo podem ter causado diferenças estatísticas neste índice.

Pela análise de Permanova foi possível constatar que houve diferença significativa na composição das comunidades de FMA entre todas as áreas de florestas secas e úmidas estudadas, exceto entre as áreas de florestas secas localizadas no estado de Pernambuco (Karawatã e Águas Belas).

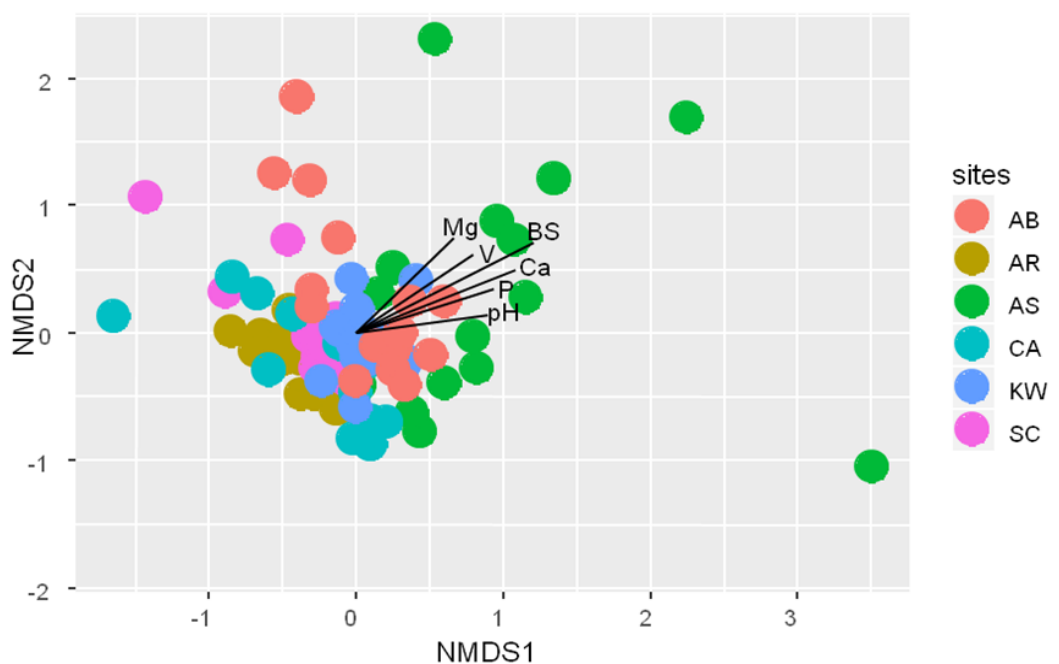
A divergência composicional entre as comunidades de FMA pode estar associada à geografia e as características da planta hospedeira, estes dois fatores podem explicar as distintas composições encontradas entre as florestas estudadas, com a distância espacial e a variação ambiental como os principais determinantes destas comunidades (HORN et al., 2017; POWELL; BENNET, 2015).

Em uma comunidade local de FMA acontecem associações preferenciais entre os parceiros simbióticos, com plantas hospedeiras selecionando os FMA com traços complementares aos seus e hospedando FMA com características funcionais semelhantes e, presumindo que respondam de maneira similar a determinados fatores ambientais (HORN et al., 2014; CHAGNON et al., 2015).

Ao investigarem a distribuição da diversidade dos FMA em escalas locais e regionais, em ecossistemas áridos nos Estados Unidos, Chaudhary et al. (2014), observaram que as amostras localizadas mais próximas das outras no espaço possuíam as comunidades de FMA mais semelhantes, embora tenham observado variação em escala regional devido a grandes diferenças ambientais. Ao contrário do observado por estes autores, as áreas de florestas adjacentes (mais próximas) estudadas não possuem comunidades de FMA semelhantes.

A análise NMDS mostrou os grupos formados baseado na comunidade de FMA, e a análise 'envfit' selecionou cálcio ($R=54\%$, $P<0,05$) e saturação por bases ($R=59\%$, $P<0,05$) como fatores estruturadores das comunidades de FMA nesses ambientes (Figura 13).

Figura 13 - Análise de escalonamento multidimensional (NMS) baseado na abundância relativa de espécies de fungos micorrízicos arbusculares em áreas de florestas tropicais úmidas (AR, SC e AS) e secas (CA, KW e AB) do Nordeste do Brasil.



Diversos estudos têm mostrado que os atributos edáficos atuam como filtros ambientais para as comunidades de FMA (ASSIS et al., 2016; SILVA et al., 2017; VIEIRA et al., 2018b).

Em áreas de florestas tropicais secas no semiárido brasileiro, Sousa et al. (2017) observaram que os conteúdos de areia, silte, ferro, potássio, sódio e matéria orgânica foram os principais estruturadores das comunidades de FMA nestes locais; Vieira et al. (2018a) constataram que a composição da comunidade de FMA (em áreas naturais de floresta seca e revegetadas) foi influenciada pelos atributos químicos do solo: pH, teores de ferro, alumínio e matéria orgânica.

Neste estudo seria esperado observar um padrão de ocorrência das espécies de FMA (para florestas úmidas e para florestas secas), mas nenhum tipo de padrão/modelo foi detectado, logo os mecanismos que conduzem a distribuição espacial dos táxons podem estar relacionados a processos regionais como filtragem ambiental e propriedades edáficas (RODRÍGUEZ-ECHEVERRIA et al., 2016).

Segundo Hart et al. (2015), o número de amostras ideal depende da variação dentro dos ambientes, se for alta, mais amostras devem ser analisadas para se detectar padrões de distribuição espacial.

5 CONCLUSÕES

Com esta pesquisa foi possível ampliar o conhecimento sobre a diversidade e composição das comunidades de FMA em áreas naturais. O presente trabalho mostra que as florestas tropicais úmidas e secas sustentam comunidades de FMA altamente diversas e que a composição dessas comunidades é fortemente relacionada com os atributos químicos do solo (como o cálcio e a saturação por bases), sendo importantes fatores influenciadores na composição destas comunidades de FMA.

As florestas tropicais úmidas e secas estudadas apresentaram elevada riqueza de espécies de FMA. De maneira geral, houve predomínio de espécies dos gêneros *Acaulospora* e *Glomus*, contudo a composição das comunidades de FMA em cada área de floresta é diferente, refletindo a influência do solo e da vegetação sobre as espécies de FMA.

Os resultados reforçam a importância da preservação destas áreas, uma vez que foi observada alta diversidade e composição distinta das comunidades entre as áreas estudadas, revelando a importância da conservação e manutenção das diferentes áreas de florestas no semiárido nordestino do Brasil.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. **Os Domínios de Natureza no Brasil – Potencialidades paisagísticas**. São Paulo, Ateliê Editorial, p. 151, 2007.
- ABBOTT, L. K.; ROBSON, A. D. Factors influencing the occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhizas. **Agriculture, Ecosystems and the Environment**, v. 35, n. 2-3, p. 121-150, 1991.
- ACKERLY, D. D. et al. The geography of climate change: implications for conservation biogeography. **Diversity and Distributions**, v.,16, p. 476–487, 2010.
- AIDAR, M. P. M.; CARRENHO, R.; JOLY, C.A. Aspects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi In An Atlantic Forest Chronosequence Parque Estadual Turístico Do Alto Ribeira (Petar), SP. **Biota Neotropica**, v. 4, n.2, p.1-15, 2004.
- ALGUACIL, M.M. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi communities in a coral cay system (Morrocoy, Venezuela) and their relationships with environmental variables. **Science of the Total Environment**, v. 505, p. 805–813, 2015.
- ALIANÇA MATA ATLÂNTICA, Disponível em: <<http://www.aliancamataatlantica.org.br>> Acesso em: 29 de abril 2017.
- ALLEN, E.B. et al. Disturbance and Seasonal Dynamics of Mycorrhizae in a Tropical Deciduous Forest in Mexico. **Biotropica**, v. 30, n.2, p. 261-274, 1998.
- ALMEIDA, E.A.B.; SANTOS, C.M.D. Lógica da Biogeografia de Vicariância. In: CARVALHO, C.J.B.; ALMEIDA, E.A.B. (Ogs) Biogeografia da América do Sul - Padrões & Processos, São Paulo, Editora Roca LTDA, p. 52-62, 2011.
- ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M. A.; NASCIMENTO, S. S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 3, p.126-135, 2009.
- ANDRADE-LIMA, D. Estudos fitogeográficos de Pernambuco. **Arquivo do Instituto de Pesquisas Agronômicas de Pernambuco**, v. 5, p. 305-341, 1960.
- ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, p. 149 – 153, 1981.
- ANTONINKA, A. J.; RITCHIE, M. E.; JOHNSON, N. C. The hidden Serengeti - Mycorrhizal fungi respond to environmental gradients. **Pedobiologia - Journal of Soil Ecology**, v. 58, n. 5, p. 165–176, 2015.
- ARRUDA, D. et al. Landforms and soil attributes determine the vegetation structure in the Brazilian semiarid. **Folia Geobotanica** 50doi.10. 1007/s12224-015-9221-0, 2015.
- ASSIS, D.M.A. Diversidade De Fungos Micorrízicos Arbusculares (FMA) Em Áreas De Caatinga E Brejo De Altitude. Monografia - Universidade Federal de Pernambuco-UFPE, Recife, p. 53, 2012.

- ASSIS, D.M.A.; OEHL, F.; GONCALVES, C.M.; SILVA, D.K.A.; SILVA, G.A. Community structure of arbuscular mycorrhizal fungi in fluvial and maritime dunes of Brazilian Northeast. **Appl. Soil Ecol.**, v. 108, p.136–146, 2016.
- BARBOSA, H.A.; HUETE, A.R.; BAETHGEN, W.E. A 20-year study of NDVI variability over the Northeast Region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 67, p. 288-307, 2006.
- BASHAN, Y., et al. Mycorrhizal characterization of the boojum tree, *Fouquieria columnaris*, an endemic ancient tree from the Baja California Peninsula, Mexico. **Trees**, v. 21, p. 329–335, 2007.
- BELLEGARD, S.E.; WILLIAMS, S.E. Response of Mycorrhizal Diversity to Current Climatic Changes **Diversity**, v. 3, p. 8-90, 2011.
- BEVER, J. D. et al. Arbuscular Mycorrhizal Fungi: more diverse than meets the eye, and the ecological tale of why. **BioScience**, v. 51, n. 11, p. 932-923, 2001.
- BŁASZKOWSKI, J. Glomeromycota. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Krakow p.300, 2012.
- BOHRER, G. Effects of environmental variables on vesicular-arbuscular mycorrhizal abundance in wild populations of *Vangueria infausta*. **Journal of Vegetation Science** v. 12, p. 279-288, 2001.
- BONFANTE, P.; GENRE, A. Plants and arbuscular mycorrhizal fungi: an evolutionary-developmental perspective. **Trends in Plant Science**, v. 13, n. 9, p. 492-498, 2008.
- BONFIM, J.A. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi in the Brazilian Atlantic forest: A gradient of environmental restoration. **Applied Soil Ecology**, v. 71, p. 7–14, 2013.
- 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. **Appl. Soil Ecol.**, v.71, p. 7-14, 2013.
- BOUFFAUD, M.L. et al. Indicator species and co-occurrence in communities of arbuscular mycorrhizal fungi at the European scale. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 103, p. 464-470, 2016.
- BROWER, J.E.; ZAR, J.H. Field & laboratory methods for general ecology. 3rd edition. Dubuque, Wm. C. Brown Publishers, 1984.
- BRUNDRETT, M.; MELVILLE, L.; PETERSON, L. Practical methods in Mycorrhiza research. Mycologue Publications, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada, 1994.
- BRUNDRETT, M.C.; ASHWATH, N. Glomeromycotan mycorrhizal fungi from tropical Australia III. Measuring diversity in natural and disturbed habitats. **Plant Soil**, v. 370, p. 419-433, 2013.

BRUNDRETT, M.C.; ABBOTT, L.K.; JASPER, D.A. Glomalean mycorrhizal fungi from tropical Australia. I. Comparison of the effectiveness and specificity of different isolation procedures. **Mycorrhiza**, v. 8, p. 305–314, 1999.

BURNHAM, R. J.; GRAHAM, A. The History of Neotropical Vegetation: New Developments and Status. **Ann. Missouri Bot. Gard.** v. 86, p. 546-589, 1999.

CAMARGO-RICALDE, S. L.; DHILLION, S. S.; JIMÉNEZ-GONZÁLEZ, C. Mycorrhizal perennials of the “matorral xerófilo” and the “selva baja caducifolia” communities in the semiarid Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. **Mycorrhiza**, v. 13, p. 77- 83, 2003.

CAMPANILLI, M.; PROCHNOW, M. Mata Atlântica – Uma rede pela floresta. Brasília: RMA, p.332, 2006.

CARDOSO, D.B.O.S.; QUEIROZ, L.P. Caatinga no Contexto de uma Metacomunidade: Evidências da Biogeografia, Padrões Filogenéticos e Abundância de espécies em Leguminosas. In: Carvalho, C.J.B. & Almeida, E.A.B. (Ogs) Biogeografia da América do Sul - Padrões & Processos, São Paulo, Editora Roca LTDA, p. 241-260, 2011.

CARPENTER, F. L. et al. Land-use and erosion of a Costa Rican Ultisol affect soil chemistry, mycorrhizal fungi and early regeneration. **Forest Ecology and Management**, v. 144, p.1-17, 2001.

CARRILLO- SAUCEDO, M. E.; GAVITO, M.; SIDDIQUE, I. Arbuscular mycorrhizal fungal spore communities of a tropical dry forest ecosystem show resilience to land-use change. **Fungal Ecology**, v. 32, p. 29-39, 2018.

CASTELLETTI, C. H. M. et al. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Eds.) Ecologia e conservação da Caatinga. . Recife: Editora Universitária da UFPE, p.719-796, 2003.

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

CHAUDHARY, B.; CUENCA, G.; JOHNSON, N. Tropical-temperate comparison of landscape-scale arbuscular mycorrhizal fungal species distributions. **Diversity and Distributions**, v. 24, p. 1-13, 2017.

CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 2006.

COTTON, T. E. A. et al. Fungi in the future: interannual variation and effects of atmospheric change on arbuscular mycorrhizal fungal communities. **New Phytologist**, v. 205, p. 1598–1607, 2015.

- COX, C. B.; MOORE, P.D. Biogeografia Uma abordagem ecológica e evolucionária. Rio de Janeiro, LTC, 2009.
- CRISCI, J. V.; KATINAS, L.; POSADAS, P. Distribution Areas and Areas of Endemism In: CRISCI, J. V.; KATINAS, L.; POSADAS, P. Historical Biogeography An Introduction. Harvard University Press, Cambridge, p.21-19, 2003.
- CUENCA, G.; ANDRADE, Z.; ESCALANTE, G. Diversity of Glomalean spores from natural, disturbed and revegetated communities growing on nutrient-poor tropical soils. **Soil Biol. Biochem.**v. 30, p. 711-719, 1998.
- DA SILVA, V.P.R. On climate variability in Northeast of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 58, p.575–596, 2004.
- DANTAS, M. E.; ARMESTO, R. C. G.; ADAMY, A. A origem das paisagens. In: Silva, C.R. (Ed.). Geodiversidade do Brasil: Conhecer o passado, para entender o presente e prever o futuro. Rio de Janeiro: CPRM, 2008.
- DAVISON, J. et al. Global assessment of arbuscular mycorrhizal fungus diversity reveals very low endemism. **Science**, v.349, p. 970-973, 2015.
- DAVISON, J., et al. Communities of Arbuscular Mycorrhizal Fungi Detected in Forest Soil Are Spatially Heterogeneous but Do Not Vary throughout the Growing Season. **Plos one**, v. 7, n. 8, p. 419-438, 2012.
- DE MARCO JÚNIOR, P.; SIQUEIRA, M. F. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? **Megadiversidade**, v. 5, p. 65-76, 2009.
- DE OLIVEIRA, P.E.; BARRETO, A.M.F.; SUGUIO, K. Late Pleistocene/Holocene climatic and vegetational history of the Brazilian caatinga: the fossil dunes of the middle São Francisco River. **Palaeogeography. Palaeoclimatology. Palaeoecology**, v. 152, p. 319-337, 1999.
- DINIZ FILHO, J.A.F.; ARAÚJO, M.B. Macroecologia e Mudanças Climáticas. In: CARVALHO, C.J.B.; ALMEIDA, E.A.B. (Ogs) Biogeografia da América do Sul - Padrões & Processos, São Paulo, Editora Roca LTDA, p. 151-160, 2011.
- DRUMOND, M.A., et al. Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da Caatinga. In: Seminário para avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma Caatinga. Petrolina, Embrapa/Cpatsa, UFPE e Conservation International do Brasil, 2000.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n.3, p. 345-366, 1997.
- DUMBRELL, A.J. et al. Relative roles of niche and neutral processes in structuring a soil microbial community. **The ISME Journal**, v. 4, p. 337–345, 2010.

ENGELMOER, D. J. P.; KIERS, E. T. Host diversity affects the abundance of the extraradical arbuscular mycorrhizal network. **New Phytologist**, v. 205, p. 1485–1491, 2015.

FACELLI, E.; SMITH, S. E.; SMITH, A. Mycorrhizal symbiosis – overview and new insights into roles of arbuscular mycorrhizas in agro- and natural ecosystems. **Australasian Plant Pathology**, v. 38, p. 338–344, 2009.

FIASCHI, P.; PIRANI, J. R. Review of plant biogeographic studies in Brazil. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 47, n. 5, p. 477–496, 2009.

FITTER, A. H. Darkness visible: reflections on underground ecology. **Journal of Ecology**, v. 93, p. 231–243, 2005.

FITZSIMONS, M.S.; MILLER, R.M.; JASTROW, J.D. Scale-dependent niche axes of arbuscular mycorrhizal fungi. **Oecologia**, v.158, p. 117–127, 2008.

FROSI, G. 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**, v. 207, p. 84–93, 2016a.

FROSI, G. et al. Increase in biomass of two woody species from a seasonal dry tropical forest in association with AMF with different phosphorus levels. **Applied Soil Ecology**, v. 102, p. 46–52, 2016b.

GAVITO, M.E. et al. High compatibility between arbuscular mycorrhizal fungal communities and seedlings of different land use types in a tropical dry ecosystem. **Mycorrhiza**, v. 19, p. 47–60, 2008.

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**, v. 46, p. 235–244, 1963.

GIANINAZZI, S. et al. Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. **Mycorrhiza**, v. 20, p. 519–530, 2010.

GIANNINI, T.C. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, n.3, p. 733–749, 2012.

GILLUNG, J. P. Biogeografia: a história da vida na Terra. **Revista da Biologia**, v. esp. Biogeografia, p. 1–5, 2011.

GIULIETTI, A.M. et al. Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. (Org.). Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília: Universidade Federal de Pernambuco, p.47–78, 2003.

GONZAGA, A. P. D.; MACHADO, E.L.M.; FELFILI, J.M.; PINTO, J.R.R. Brazilian Deciduous Tropical Forest enclaves: floristic, structural and environmental variations.

Brazilian Journal of Botany, 40. DOI 10.1007/s40415-016-0346-z, 2017.

GOTO, B.T. et al. *Intraornatosporaceae (Gigasporales)*, a new family with two new genera and two new species. **Mycotaxon**, v.119, p. 117-132, 2012.

GUADARRAMA, P. ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, F. J. Abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores in different environments in a tropical rain forest, Veracruz, Mexico. **Mycorrhiza**, v. 8, n.5, p. 267–270, 1999.

GUADARRAMA-CHÁVEZ, P. et al. Los Hongos Micorrizógenos Arbusculares de la región de Nizanda, Oaxaca, México. **Bol.Soc.Bot.Méx.**, v. 81, p.131-137, 2007.

HAMPE, A.; PETIT, R. Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. **Ecology Letters**, v. 8, p. 461–467, 2005.

HART, M. M. et al. Navigating the labyrinth: a guide to sequence-based, community ecology of arbuscular mycorrhizal fungi. **New Phytologist**, v.1, p 235-47, 2015.

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

HAZARD, C. et al. The role of local environment and geographical distance in determining community composition of arbuscular mycorrhizal fungi at the landscape scale. **The ISME Journal**, v. 7, p. 498–508, 2013.

HOLSTE, E. K. et al. Reduced aboveground tree growth associated with higher arbuscular mycorrhizal fungal diversity in tropical forest restoration. **Ecology and Evolution**, v. 6, p. 7253–7262, 2016.

HORN, S.; CARUSO, T.; VERBRUGGEN, E.; RILLIG, M.C.; HEMPEL, S. Arbuscular mycorrhizal fungal communities are phylogenetically clustered at small scales. **The ISME Journal**, v. 8, p. 2231-2242, 2014.

HUANTE, P. et al. The Role of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on the early stage restoration of Seasonally Dry Tropical Forest in Chamela, Mexico. **Revista Árvore**, v. 36, n.2, p. 279-289, 2012.

HUMPHREYS, C.P., et al. Mutualistic mycorrhiza-like symbiosis in the most ancient group of land plants. **Nature Communications**, v. 1, n.103, p. 1-7, 2010.

HUMPRIES, C.J. Form, space and time; which comes first? **Journal of biogeography**, v. 27, p. 11–15, 2010.

HUSBAND, R.; HERRE, E.A.; YOUNG, J.P.W. Temporal variation in the arbuscular mycorrhizal communities colonizing seedlings in a tropical forest. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 42, p. 131-136, 2002.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. *Mapa de Biomas e de Vegetação*. Disponível: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visua_liza.php?id_noticia=169, 2004>. Acesso: em 12 de novembro de 2016.

IBGE, 2017– Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Semiárido Disponível: <<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/semiario.shtm?c=4>. Acesso: em 24 de abril de 2016.

IPECE. 2016. Perfil básico municipal - Barbalha. Disponível em: http://www.ipece.ce.gov.br/perfil_basico_municipal/2016/Barbalha.pdf. Acessado em: 20 de março de 2017.

IPECE. 2016. Perfil básico municipal – Missão Velha. Disponível em: http://www.ipece.ce.gov.br/perfil_basico_municipal/2016/Missao_Velha. Acesso em: 20 de março de 2017.

JEFFRIES, P. et al. The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. **Biol Fertil Soils**, v. 37, p.1–16, 2002.

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

JOHNSON, D. et al. Plant communities affect arbuscular mycorrhizal fungal diversity and community composition in grassland microcosms. **New Phytologist**, v.161, p. 503–515, 2003.

JOHNSON, N. C. et al. Resource limitation is a driver of local adaptation in mycorrhizal symbioses. **PNAS**, v. 107, n. 5, p. 2093–2098, 2010.

JOLY, C. A. Biodiversidade e mudanças climáticas : contexto evolutivo , histórico e político. **Ambiente & Sociedade**, v. 1, p. 169–172, 2007.

KEPPEL, G. et al. Refugia : identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, p. 393–404, 2012.

KERNAGHAN, G. Mycorrhizal diversity: Cause and effect? **Pedobiologia**, v. 49, p. 511-520, 2005.

KIERS E.T., et al. Reciprocal rewards stabilize cooperation in the mycorrhizal symbiosis. **Science**, v. 333, p. 880–882, 2011.

KISSLING, W. D. et al. Quaternary and pre-Quaternary historical legacies in the global distribution of a major tropical plant lineage. **Global Ecology and Biogeography**. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2011.00728.x, 2011.

KITTIWORAWAT, S.; YOUNPENSUK, S; RERKASEM, B. Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in *Mimosa invisa* and Effect of the Soil pH on the Symbiosis. **Chiang Mai J. Sci.**, v. 37, n.3, p. 517-527, 2010.

KIVLIN, S.N.; BEDOYA, R.; HAWKES, C.V. Heterogeneity in arbuscular mycorrhizal fungal communities may contribute to inconsistent plant-soil feedback in a Neotropical forest. **Plant Soil**, v. 432, p. 29-44, 2018.

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

KOZIOL, K.; BEVER, J. D. Mycorrhizal response trades off with plant growth rate and increases with plant successional status. **Ecology**, v. 96, n. 7, p. 1768–1774, 2015.

LEAL I. R., et al. Mudando o curso da conservação da Biodiversidade da Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n.1, p. 139-146, 2005.

LEAL, P.; SIQUEIRA, O.; STÜRMER, S. Switch of tropical Amazon forest to pasture affects taxonomic composition but not species abundance and diversity of arbuscular mycorrhizal fungal community. **Applied Soil Ecology**, v. 71, p. 72–80, 2013.

LEE, E.H. et al. Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Their Roles in Ecosystems. **Mycobiology**, v. 41, n.3, p. 121-125, 2013.

LEKBERG, Y.; KOIDE, R.T. Integrating physiological, community, and evolutionary perspectives on the arbuscular mycorrhizal symbiosis. **Botany**, v. 92, p. 241-251, 2014.

LEKBERG, Y. et al. Role of niche restrictions and dispersal in the composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities. **Journal of Ecology**, v. 95, p. 95–105, 2007.

LEÓN et al. D.G. et al. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in tropical rain forest are resilient to slash-and-burn agriculture. **Journal of Tropical Ecology**, v. 34, p.186–199, 2018.

LIANG, Y. et al. Influence of plant communities and soil properties during natural vegetation restoration on arbuscular mycorrhizal fungal communities in a karst region. **Ecological Engineering**, v. 82, p. 57–65, 2015.

LIMA, B.G. Caatinga – Espécies lenhosas e herbáceas. Mossoró: EdUfersa, UFERSA. p.316, 2012.

LIN, G.; MCCORMACK, M.L.; GUO, D. Arbuscular mycorrhizal fungal effects on plant competition and community structure. **Journal of Ecology**, v. 103, p. 1224–1232, 2015.

LINHARES, K.V.; SOARES, F.A.; MACHADO, I.C.S. Nest support plants of the Araripe Manakin *Antilophia bokermanni*, a Critically Endangered endemic bird from Ceará, Brazil. **Cotinga**, v. 32, 121–125, 2010.

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

MACHADO, A.A.S.; VÁLYI, K.; RILLIG, M.C. Potential Environmental Impacts of an “Underground Revolution”: A Response to Bender et al. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 32, n.1, p. 8-10, 2017.

- MAIA, L.C., et al. Fungos micorrízicos arbusculares no Bioma Caatinga. In: Siqueira, J.O., de Souza, F.A., Cardoso, E.J.B. N., Tsai, S.M. (Eds.), *Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil*. UFLA, Lavras, p. 279–310, 2010.
- MANGAN, S.A.; EOM, A-H.; ADLER, G.H.; YAVITT, J.B.; HERRE, E.A. Diversity of arbus-cular mycorrhizal fungi across a fragmented forest in Panama: insular spore communities differ from mainland communities. **Oecologia**, v. 141, p. 687–700, 2004.
- MARTÍNEZ-GARCÍA, L. B. et al. Shrubs influence arbuscular mycorrhizal fungi communities in a semiarid environment. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 43, n.3, p. 682-689, 2011.
- MARTÍNEZ-GARCÍA, L. B. et al. Host identity is a dominant driver of mycorrhizal fungal community composition during ecosystem development. **New Phytologist**, v. 205, p. 1565–1576, 2015.
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. PC-ORD: multivariate analysis of ecological data. Version 5.14. Gleneden Beach, Oregon: MJM Software, 2006.
- MELLO, C.M.A. et al. Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em área de Caatinga, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26. p. 938-943, 2012.
- MENDONÇA et al., A.C.A.M. Florística Do Geossítio Cachoeira De Missão Velha, Missão Velha, CE. In: 64º Congresso Nacional de Botânica. Belo Horizonte. Resumos do 64º Congresso Nacional de Botânica. Sociedade Botânica do Brasil, 2013.
- MENEZES, M. O. T.; TAYLOR, N.P.; LOIOLA, M.I.B. Flora do Ceará, Brasil: Cactaceae. **Rodriguésia**, v. 64, n. 4, p. 757-774, 2013.
- MERGULHÃO, A. C. E. S. et al. Hospedeiros e ciclos sucessivos de multiplicação afetam a detecção de fungos micorrízicos arbusculares em áreas impactadas por mineração gesseira. **Revista Árvore**, v. 33, n.2, p. 227-236, 2009.
- MILES, L. ; NEWTON, A. C.; DE FRIES, R. S.; RAVILIOUS, C. ; MAY, I. ; BLYTH, S.; KAPO, V.; GORDON, J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 491-505, 2006.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília, Ministério do Meio ambiente/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2002.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA Nº 09, de 23 de janeiro de 2007. Brasília, MMA, 2007.
- MOHAMMAD, M.J.; HAMADT, S.R.; MALKAWIT, H.I. Population of arbuscular mycorrhizal fungi in semi-arid environment of Jordan as influenced by biotic and abiotic factors. **Journal of Arid Environments**, v. 53, p 409–417, 2003.

MOORA, M. et al. Anthropogenic land use shapes the composition and phylogenetic structure of soil arbuscular mycorrhizal fungal communities **Microbiol Ecology**, v. 90, p. 609–621, 2014.

MOREIRA, M. et al. *Araucaria angustifolia* Aboveground Roots Presented High Arbuscular Mycorrhizal Fungal Colonization and Diversity in the Brazilian Atlantic Forest. **Pedosphere**, v. 26, n. 4, p. 561–566, 2016.

MORO, M. F., et al. A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. **Bot. Rev.** The Botanical Review. DOI: 10.1007/s12229-016-9164-z, 2016.

MORRONE, J.J. América do Sul e Geografia da Vida: Comparação de algumas propostas de Regionalização. In: Carvalho, C.J.B. & Almeida, E.A.B. (Ogs) Biogeografia da América do Sul - Padrões & Processos, São Paulo, Editora Roca LTDA, p. 14-40, 2011.

MUTHUKUMAR, T.; UDAIYAN, K. Seasonality of vesicular-arbuscular mycorrhizae in sedges in a semi-arid tropical grassland. **Acta Oecologica**, v. 23, p. 337–347, 2002.

MYERS, N., et al. Biodiversity hot spots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NOBRE, C. P. et al. Agregação, Glomalina e Carbono Orgânico na Chapada do Araripe, Ceará, Brasil. **Revista Caatinga**, v. 28, n. 1, p. 138 – 147, 2015.

OEHL, F. et al. Distinct sporulation dynamics of arbuscular mycorrhizal fungal communities from different agroecosystems in long-term microcosms. **Agr Ecosyst Environ**, v. 134, p.257–268, 2009.

OEHL, F., et al. Soil type and land use intensity determine the composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 724–738, 2010.

OEHL, F.; SIEVERDING, E.; INEICHEN, K.; MEADER, P.; BOLLER, T.; WIEMKEN, A. Impact of land use intensity on the species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems of central Europe. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 69, p. 2816-2824, 2003.

OLIVEIRA, J. R. G. et al.. Symbiotic compatibility between arbuscular mycorrhizal fungi (autoctone or exotic) and three native species of the Caatinga in different phosphorus levels. **Acta Scientiarum**, v. 39, n.1, p. 59-69, 2017.

OLIVEIRA, J.R.G. et al. Response of an endangered tree species from Caatinga to mycorrhization and phosphorus fertilization. **Acta Bot. Bras.**, v. 29, p. 94–102, 2015.

OPDAM, P.; WASCHER, D. Climate change meets habitat fragmentation : linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. **Biological Conservation**, v. 117, p. 285–297, 2004.

ÖPIK et al. The online database MaarjAM reveals global and ecosystemic distribution patterns in arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota). **New Phytologist**, v. 188, p. 233–241, 2010.

ÖPIK, M.; DAVISON, J. Uniting species- and community-oriented approaches to understand arbuscular mycorrhizal fungal diversity. **Fungal Ecology**, v. 24, p. 106–113, 2016.

ÖPIK, M. et al. Global sampling of plant roots expands the described molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. **Mycorrhiza**, v. 23, p. 411–430, 2013.

ÖPIK, M., et al. Global diversity patterns of arbuscular mycorrhizal fungi-community composition and links with functionality. In: Varma, A. (Ed.), *Mycorrhiza: State of the Art, Genetics and Molecular Biology, Eco-Function, Biotechnology, Eco-Physiology, Structure and Systematics*, 3^{ed}. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany, p. 89–111, 2008.

PAGANO, M. C.; SCOTTI, M. R. Arbuscular and ectomycorrhizal colonization of two *Eucalyptus* species in semiarid Brazil. **Mycoscience**, v. 49, p. 379–384, 2008.

PAGANO, M. C.; BELLOTE, A.F.; SCOTTI, M. R. Aboveground nutrient components of *Eucalyptus camaldulensis* and *E. grandis* in semiarid Brazil under the nature and the mycorrhizal inoculation conditions. **Journal of Forestry Research**, v. 20, n. 1, p. 15–22, 2009.

PAGANO, M.C. et al. Plant-type dependent changes in arbuscular mycorrhizal communities as soil quality indicator in semi-arid Brazil. **Ecol. Indic.**, v. 11, p. 643–650, 2011.

PAGANO, M.C.; ZANVADALLI, R.B.; ARAÚJO, F.S. Biodiversity of arbuscular mycorrhizas in three vegetational types from the semiarid of Ceará state, Brasil. **Applied Soil Ecology**, v. 67, p. 37–46, 2013.

PAPKE, R. T.; WARD, D. M. The importance of physical isolation to microbial diversification. **Microbiology Ecology**, v. 48, p. 293–303, 2004.

PEARSON, R. G., et al. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records : a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, v. 34, p. 102–117, 2007.

PEÑA-VENEGAS, C. P. et al. Micorrizas arbusculares del sur de la Amazonia colombiana y su relación con algunos factores fisicoquímicos y biológicos del suelo. **Acta Amaz.**, v. 37, n. 3, p. 327–336, 2007.

PENNINGTON, R.T., et al. Historical climate change and speciation: Neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both Tertiary and Quaternary diversification. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, n. 359, p. 515–537, 2004.

PENNINGTON, R.T.; PRADO, D.E.; PENDRY, C.A. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography**, v. 27, p. 261–273, 2000.

PENNINGTON, T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 437–457, 2009.

PEREIRA, C.M.R.; SILVA, D.K.A.; FERREIRA, A.C.A.; GOTO, B.T.; MAIA, L.C. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Atlantic Forest areas under different land uses. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 185, p. 245–252, 2014.

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

PIELOU, E.C. Ecological diversity. Wiley, New York, 1975.

PONTARA, V. et al. Fine-scale variation in topography and seasonality determine radial growth of an endangered tree in Brazilian Atlantic forest. **Plant and Soil**, v. 403, doi 10.1007/s11104-016-2795-3, 2016.

PONTES J.S., OEHL F., PEREIRA C.D., MACHADO C.T.T., COYNE D., DA SILVA D.K.A., MAIA L.C. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the Brazilian's Cerrado and in soybean under conservation and conventional tillage. **Applied Soil Ecology**, v.117–118, p. 178–189, 2017a.

PONTES, J.S., et al. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Brazil's Caatinga and experimental Agroecosystems. **Biotropica**, v. 49, n. 3, p. 413–427, 2017.

PONTES, J.S.; OEHL, F.; MARINHO, F.; COYNE, D.; SILVA, D.K.A.; YANO-MELO, A.M.; MAIA, L.C. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Brazil's Caatinga and experimental agroecosystems. **Biotropica**, v. 49, n. 3, p. 413–427, 2017b.

POUYU-ROJAS, E.; SIQUEIRA, J.O.; SANTOS, J.G.D. Compatibilidade simbiótica de fungos micorrízicos arbusculares com espécies arbóreas tropicais. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 30, p. 413–424, 2006.

POWELL, J. R., BENNETT, A. E., Unpredictable assembly of arbuscular mycorrhizal fungal communities. **Pedobiologia**, v.59, n. 1-2, p. 11-15, 2015.

POWELL, J.R. et al. Phylogenetic trait conservatism and the evolution of functional trade-offs in arbuscular mycorrhizal fungi. **Proc R Soc Lond B Biol Sci**, v. 276, p. 4237–4245, 2009.

PRADO, D. As Caatingas da América do Sul. In: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. (Eds.) Ecologia e conservação da Caatinga. 3. ed. Recife: Editora Universitária da UFPE, p. 3-73, 2003.

PUNYASENA, S. W.; ESHEL, G.; MCELWAIN, J. C. The influence of climate on the spatial patterning of Neotropical plant families. **Journal of Biogeography**, v. 35, p. 117–130, 2008.

QIAN, H. et al. Evolutionary and ecological causes of species richness patterns in North American angiosperm trees. **Ecography**, v. 37, p. 001–010, 2014.

QUEIROZ, L. P. Flowering Plants of the Brazilian Semi-arid. In: Queiroz, L. P.; Rapinini, A.; Giuliatti, A. M. (Eds.) *Towards Greater Knowledge of the Brazilian Semi-arid Biodiversity*. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, p. 49-53, 2006.

QUEIROZ, L. P.; CONCEIÇÃO, A. A.; GIULIETTI, A. M. Nordeste semi-árido: caracterização geral e lista das fanerógamas. In: Giuliatti, A. M.; Conceição, A. A.; Queiroz, L. P. (Eds.). *Diversidade e Caracterização das Fanerógamas do Semi-Árido Brasileiro*. Recife: Associação Plantas do Nordeste (APNE) p. 15-364, 2006.

RAMETTE, A.; TIEDJE, J. M. Biogeography: An Emerging Cornerstone for Understanding Prokaryotic Diversity, Ecology, and Evolution. **Microbial Ecology**, v. 53, p.197-207, 2006.

REIS, A.C.S. Clima da Caatinga. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 48, p. 325- 335, 1976.

REZENDE, C. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**. 10.1016/j.pecon.2018.10.002, 2018.

RICKLEFS, R.E. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. **Ecology Letters**, v.7, p. 1–15, 2004.

RICKLEFS, R.E. O Conceito de Biomas na Ecologia. In: Ricklefs, R.E. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, p. 366- 390, 2010.

RILLIG, M. C. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. **Can. J. Soil Sci.** v. 84, p. 355–363, 2004.

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

RODAL, M.J.N.; BARBOSA, M.R.V.; THOMAS, W.W. Do the seasonal forests in northeastern Brazil represent a single floristic unit? **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p.467–475, 2008.

RODRIGUES, P.C.G. et al. Ecologia dos brejos de altitude do Agreste Pernambucano. **Revista de Geografia**, v. 25, p. 20–34, 2008.

RODRIGUEZ-ECHEVERRIA, S. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi communities from tropical Africa reveal strong ecological structure. **New Phytologist**, v.213, p. 380–390, 2017.

SALLES, M. F.; MAYO, S. J.; RODAL, M. J. N. Plantas vasculares das Florestas Serranas de Pernambuco: Um Checklist da Flora Ameaçada dos Brejos de Altitude, Pernambuco, Brasil. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, **Imprensa Universitária**, p. 15-38, 1998.

SANTOS, A.M.M. et al. Biogeographical relationships among tropical forests in northeastern Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 34, p. 437-446, 2007.

SANTOS, J. C. et al. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n.3, p. 276-286, 2011.

SANTOS, R.S.; SCORIZA, R.N.; FERREIRA, J.S. Fungos micorrízicos arbusculares em diferentes coberturas florestais em Vitória da Conquista, Bahia. **Floresta e ambiente**, v. 20, p. 344-350, 2013.

SCARANO, F. R. et al. Physiological synecology of tree species in relation to geographic distribution and ecophysiological parameters at the Atlantic forest periphery in Brazil: an overview. **Trees**, v. 19, p. 493–496, 2005.

SCHENCK, N.C.; PÉREZ, Y. Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi. 3rd edition. Gainesville, Synergistic Publication, 1990.

SCHEUBLIN, T.R. et al. Presence and identity of arbuscular mycorrhizal fungi influence competitive interactions between plant species. **Journal of Ecology**, v. 95, p. 631–638, 2007.

SCHLAEPPI, K. et al. High-resolution community profiling of arbuscular mycorrhizal Fungi. **New Phytologist**, v. 212, p. 780–791, 2016.

SCHULZ et al. Land change and loss of landscape diversity at the Caatinga phytogeographical domain e Analysis of pattern-process relationships with MODIS land cover products (2001 e 2012). **Journal of Arid Environments**, v. 136, p. 54 -74, 2017.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, Illinois, 1949.

SHELDRAKE, M. et al. Arbuscular mycorrhizal fungal community composition is altered by long-term litter removal but not litter addition in a lowland tropical forest. **New Phytol.**, v. 214, p. 455-467, 2017.

SILVA JÚNIOR, J. P.; CARDOSO, E.J.B.N. Micorriza arbuscular em cupuaçu e pupunha cultivados em sistema agroflorestal e em monocultivo na Amazônia Central. **Pesq. agropec. bras.**, v. 41, n.5, p.819-825, 2006.

SILVA, D. K. A. et al The community of arbuscular mycorrhizal fungi in natural and revegetated coastal areas (Atlantic Forest) in northeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v.24, n.9, p. 2213–2226, 2015.

- SILVA, G. A. et al. Potencial de infectividade de fungos micorrízicos arbusculares oriundos de área de Caatinga nativa e degradada por mineração, no Estado da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n.2, p. 135-143, 2001.
- SILVA, G. A.; SIQUEIRA, J.O.; STÜRMER, S.L. Eficiência de fungos micorrízicos arbusculares isolados de solos sob diferentes sistemas de uso na região do Alto Solimões na Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 3, p. 477 – 488, 2009.
- SILVA, G.A. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi in a semi-arid copper mining area in Brazil. **Mycorrhiza**, v.15, p. 47-53, 2005.
- SILVA, I.R. et al. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi along an environmental gradient in the Brazilian semiarid. **Applied Soil Ecology**, v.84, p. 166–175, 2014.
- SILVA, L. X. et al., Fungos micorrízicos arbusculares em área de plantio de leucena e sabiá no estado de Pernambuco. **Revista Árvore** v. 31, n.3, p. 427- 435, 2007.
- SMITH, S.E., et al. Plant performance in stressful environments: interpreting new and established knowledge of the roles of arbuscular mycorrhizas. **Plant and Soil**, v. 326, p.3–20, 2010.
- SMITH, S.E.; READ, D.J. Mycorrhizal Symbiosis. 3rd edition. New York, Academic Press, 2008.
- SOARES NETO, R. L. Flora do Ceará, Brasil: Capparaceae. **Rodriguésia**, v.65, n.3, p. 671-684, 2014.
- SOS MATA ATLÂNTICA, 2015. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/>> Acesso em: 29 abril 2017.
- SOUSA, N.M.F.; VERESOGLOU, S.D.; OEHL, F.; RILLIG, M.C.; MAIA, L.C. Predictors of arbuscular mycorrhizal fungal communities in the Brazilian Tropical Dry Forest. **Microb.Ecol.**, v. 75, p. 447–458, 2018.
- SOUZA, C.S. et al. Fungos Micorrízicos Arbusculares em estádios sucessionais de Caatinga na Região Semi-árida do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 24, n.1, p.137-148, 2014.
- SOUZA, M. J. N.; OLIVEIRA, V. P. V. Os enclaves úmidos e sub-úmidos do semi-árido do Nordeste brasileiro. **Mercator**, v. 5, n. 9, p. 85-102, 2006.
- SOUZA, R. G. et al. Diversidade e potencial de infectividade de fungos micorrízicos arbusculares em área de Caatinga, na Região de Xingó, Estado de Alagoas, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n.1, p. 49-60, 2003.
- SOUZA, T.A.F.; FREITAS, H. Arbuscular mycorrhizal fungal community assembly in the Brazilian tropical seasonal dry forest. **Ecological Processes**, v. 6, p.1-10, 2017.

- STÜRMER, S. L. et al. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in soils of early stages of a secondary succession of Atlantic Forest in South Brazil. **Acta bot. bras.**, v. 20, n. 3, 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**, v. 21, p. 255–267, 2011.
- STUTZ, J.C.; COPEMAN, R.; MARTIN, C.A., MORTON, J.B. Patterns of species composition and distribution of arbuscular mycorrhizal fungi in arid regions of southwestern North America and Namibia, Africa. **Canadian Journal of Botany**, v.78, p. 237-245, 2000.
- SUGUIO, K. Geologia do Quaternário e mudanças ambientais. 1ª Reimpressão. São Paulo: Oficina de Textos, 2010.
- TABARELLI, M.; SANTOS, A. M. M. Uma breve descrição sobre a história natural dos brejos nordestinos. In: Porto, K. C.; Cabral, J. J. P.; Tabarelli, M. (Org.). Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 17-24, 2004.
- TABARELLI, M., et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, p. 132-138, 2005.
- TCHABI, A. et al. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in sub-Saharan Savannas of Benin, West Africa, as affected by agricultural land use intensity and ecological zone. **Mycorrhiza**, v. 18, p.181–195, 2008.
- TCHABI, A. et al. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in sub-Saharan Savannas of Benin, West Africa, as affected by agricultural land use intensity and ecological zone. **Mycorrhiza**, v. 18, p.181–195, 2008.
- TCHABI, A.; COYNE, D.; HOUNTONDI, F.; LAWOUIN, L.; WIEMKEN, A.; OEHL, F. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in sub-Saharan savannas of Benin, West Africa, as affected by agricultural land use intensity and ecological zone. **Mycorrhiza**, v. 18, p. 181-195, 2008.
- TEDERSOO, L.; SADAM, A.; ZAMBRANO, M.; VALENCIA, R.; BAHRAM, M. Low diversity and high host preference of ectomycorrhizal fungi in Western Amazonia, a neotropical biodiversity hotspot. **The ISME journal.**, v. 4, p. 465-471, 2009.
- TEIXEIRA-RIOS, T. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi in a semi-arid, limestone mining area of Brazil. **Acta botânica brasílica**, v. 27, p. 688-693, 2013.
- THEULEN, V. Conservação dos Brejos de Altitude no Estado de Pernambuco. In: Pôrto, K.C., Cabral, J.J.P., Tabarelli, M. (eds.). Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba História Natural, Ecologia e Conservação. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p. 299–302, 2004.

TREJO, D.; BAROIS, I.; SANGABRIEL-CONDE, W. Disturbance and land use effect on functional diversity of the arbuscular mycorrhizal fungi. **Agroforest Syst**, v. 90, p. 265–279, 2015.

TRESEDER, K. K.; CROSS, A. Global Distributions of Arbuscular Mycorrhizal Fungi. **Ecosystems**, v. 9, p. 305–316, 2006.

TRESEDER, K.K. Nutrient acquisition strategies of fungi and their relation to elevated atmospheric CO². In: J. Dighton, P. Oudemans & J. White (Eds.), *The fungal community* (p.713–731). New York, NY: Marcel Dekker.
<https://doi.org/10.1201/CRCMYCOLOGY>, 2005.

TRIPATHI, P.; KHARE, P.K. Occurrence of vesicular arbuscular mycorrhizal fungi in tropical forest communities of India. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 10, n.4, p. 561-571, 2012.

TROPPEMAIR, H. Biogeografia e Meio Ambiente, Rio de Janeiro, Technical Books Editora, 2012.

TURRINI, A. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi of a Mediterranean island (Pianosa), within a UNESCO Biosphere Reserve. **Biology and Fertility of Soils**, v. 46, p. 511-520, 2010.

UHLMANN, E, et al. Arbuscular mycorrhizae from arid parts of Namibia. **Journal of Arid Environments**, v. 64, p. 221-237, 2006.

VÁLYI, K. et al. Community assembly and coexistence in communities of arbuscular mycorrhizal fungi. **The ISME Journal**, v. 10, p. 2341–2351, 2016.

VÁLYI, K.; RILLIG, M.C; HEMPEL, S. Land-use intensity and host plant identity interactively shape communities of arbuscular mycorrhizal fungi in roots of grassland plants. **New Phytologist**, v. 205, p. 1577–1586, 2015.

VAN DER GAST, C. J. et al. Spatial scaling of arbuscular mycorrhizal fungal diversity is affected by farming practice. **Environmental Microbiology**, v. 13, p. 241–249, 2011.

VAN DER HEIJDEN, M. G. A.; BARDGETT, R. D.; VAN STRAALLEN, N. M. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, v. 11, p. 296–310, 2008.

VAN DER HEIJDEN, M.G.A.; SCHEUBLIN, T.R. Functional traits in mycorrhizal ecology: their use for predicting the impact of arbuscular mycorrhizal fungal communities on plant growth and ecosystem functioning. **New Phytologist**, v. 174, p. 244–250, 2007.

VAN DER HEIJDEN, M.G.A. et al. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. **Nature**, v. 396, p. 69-72, 1998.

VARELA-CERVERO, S. et al. The composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities differs among the roots, spores and extraradical mycelia associated with five Mediterranean plant species. **Environ. Microbiol.**, v. 17, p. 2882 – 2895, 2015.

- VARELA-CERVERO, S. et al. Differences in the composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities promoted by different propagule forms from a Mediterranean shrubland. **Mycorrhiza**, v. 26, p. 489–496, 2016.
- VELLOSO, A.L., et al. Ecorregiões da Caatinga. In: Velloso, A.L.; Sampaio, E.V.S.B.; Pareyn, F.G.C. (eds.). Ecorregiões –Propostas para o Bioma Caatinga. Recife, Associação Plantas do Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil, p. 7–33, 2002.
- VIEIRA, C.K.; MARASCALCHI, M.N.; RODRIGUES, A.V.; ARMAS, R.D.; STURMER, S.L. Morphological and molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in revegetated ironmining site has the same magnitude of adjacent pristine ecosystems. **J. Environ. Sci.**, v. 67, 330–343, 2018.
- VIOLI, H.L. et al. Disturbance changes arbuscular mycorrhizal fungal phenology and soil glomalin concentrations but not fungal spore composition in montane rainforests in Veracruz and Chiapas. Mexico. **For. Ecol. Manage.**, v. 254, p. 276–290, 2008.
- WAGG, C. et al. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. **PNAS**, v. 111, n.4, p. 5266-5270, 2014.
- WAGG, C. et al. Complementarity in both plant and mycorrhizal fungal communities are not necessarily increased by diversity in the other. **Journal of Ecology**, v.103, p. 1233–1244, 2015.
- WERNECK, F. P. The diversification of eastern South American open vegetation biomes : Historical biogeography and perspectives. **Quaternary Science Reviews**, v.30, p. 13–14, 2011.
- WERNECK, F. P., et al. Revisiting the seasonally dry tropical forests historical distribution: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidence. **Glob. Ecol. Biogeogr.** v. 20, p. 272–288, 2011.
- WERNER, G. D. A.; KIERS E. T. Partner selection in the mycorrhizal mutualism. **New Phytologist**, v. 205, p. 1437–1442, 2015.
- WIENS, J.J.; DONOGHUE, M.J. Historical biogeography , ecology and species richness. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 12, p. 639-644, 2004.
- WWF, 2017 - Disponível em: <http://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt1304> Acesso: em 25 de abril de 2017.
- YANG, H. Selectivity by host plants affects the distribution of arbuscular mycorrhizal fungi: evidence from ITS rDNA sequence metadata. **BMC Evolutionary Biology**, 12:50, 2012.
- YANO-MELO, A.M.; MAIA, L.C.; MORGADO, L.B. Fungos micorrízicos arbusculares em bananeiras cultivadas no vale do submédio São Francisco. **Acta Botanica Brasilica**, v. 11, p. 115-121, 1997.

ZANELLA, F.C.V. Evolução da Biota da Diagonal de Formações Abertas Secas da América do Sul. In: Carvalho, C.J.B. & Almeida, E.A.B. (Ogs) Biogeografia da América do Sul - Padrões & Processos, São Paulo, Editora Roca LTDA, p. 198-220, 2011.

ZANGARO, W.; ROSTIROLA, L.V.; SOUZA, P.B.; ALVES, R.A.; LESCANO, L.E.A.M.; RONDINA, A.B.L.; NOGUEIRA, M.A., CARRENHO, R. Root colonization and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi in distinct successional stages from an Atlantic rainforest biome in southern Brazil. **Mycorrhiza**, v. 23, p. 221-233, 2013.

ZHANG, Y., GUI, 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 Soil**, v. 261, p. 257–263, 2004.

ZOBEL M.; ÖPIK M. Plant and arbuscular mycorrhizal fungal (AMF) communities— which drives which? **Journal of Vegetation Science**, v. 25, p. 1133 –1140, 2014.

APÊNDICE A – AUTORIZAÇÃO DO SISBIO



Ministério do Meio Ambiente - MMA
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 54582-1	Data da Emissão: 23/06/2016 10:21	Data para Revalidação*: 23/07/2017
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Daniele Magna Azevedo de Assis	CPF: 064.984.564-18
Título do Projeto: Diversidade de Fungos micorrízicos arbusculares em áreas de Caatinga e Brejos de altitude	
Nome da Instituição : UFPE - UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO	CNPJ: 24.134.488/0001-08

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Coleta de solo	06/2016	09/2017

Observações e ressalvas

1	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
2	Esta autorização NÃO exige o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor de terra indígena (FUNAI), da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, posseiro ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.
3	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
4	A autorização para envio ao exterior de material biológico não consignado deverá ser requerida por meio do endereço eletrônico www.ibama.gov.br (Serviços on-line - Licença para importação ou exportação de flora e fauna - CITES e não CITES).
5	O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
6	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação da legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, poderá, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou revogada pelo ICMBio, nos termos da legislação brasileira em vigor.
7	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em www.mma.gov.br/cgen .
8	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infra-estrutura da unidade.

Outras ressalvas

1	Portar a Autorização de Pesquisa tanto na coleta quanto no transporte do material biológico. Necessária autorização dos proprietários para ingresso nas propriedades privadas.
2	As coletas devem ser previamente agendadas com a chefia da UC pelo e-mail: flona.araripe@icmbio.gov.br ou pelo telefone (88)3523.2018;

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Município	UF	Descrição do local	Tipo
1		CE	ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL CHAPADA DO ARARIPE	UC Federal
2		CE	FLORESTA NACIONAL DE ARARIPE-APODI	UC Federal

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxons
1	Coleta/transporte de material botânico, fúngico ou microbiológico	Glomeromycota

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 96423777



Página 1/3



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 54582-1	Data da Emissão: 23/06/2016 10:21	Data para Revalidação*: 23/07/2017
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Daniele Magna Azevedo de Assis	CPF: 064.984.564-18
Título do Projeto: Diversidade de Fungos micorrízicos arbusculares em áreas de Caatinga e Brejos de altitude	
Nome da Instituição : UFPE - UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO	CNPJ: 24.134.488/0001-08

Material e métodos

1	Amostras biológicas (Fungos)	Outras amostras biológicas
2	Método de captura/coleta (Fungos)	Coleta manual

Destino do material biológico coletado

#	Nome local destino	Tipo Destino
1	UFPE - UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO	

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 96423777



Página 2/3



Ministério do Meio Ambiente - MMA
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 54582-1	Data da Emissão: 23/06/2016 10:21	Data para Revalidação*: 23/07/2017
* De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Daniele Magna Azevedo de Assis	CPF: 064.984.564-18
Título do Projeto: Diversidade de Fungos micorrízicos arbusculares em áreas de Caatinga e Brejos de altitude	
Nome da Instituição : UFPE - UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO	CNPJ: 24.134.488/0001-08

Registro de coleta imprevista de material biológico

De acordo com a Instrução Normativa nº 03/2014, a coleta imprevista de material biológico ou de substrato não contemplado na autorização ou na licença permanente deverá ser anotada na mesma, em campo específico, por ocasião da coleta, devendo esta coleta imprevista ser comunicada por meio do relatório de atividades. O transporte do material biológico ou do substrato deverá ser acompanhado da autorização ou da licença permanente com a devida anotação. O material biológico coletado de forma imprevista, deverá ser destinado à instituição científica e, depositado, preferencialmente, em coleção biológica científica registrada no Cadastro Nacional de Coleções Biológicas (CCBIO).

Táxon*	Qtde.	Tipo de amostra	Qtde.	Data

* Identificar o espécime no nível taxonômico possível.

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 96423777



Página 3/3

APÊNDICE B – PRIMEIRO ARTIGO PUBLICADO



ARTICLE

Assemblages of arbuscular mycorrhizal fungi in tropical humid and dry forests in the Northeast of Brazil

Daniele Magna Azevedo de Assis, Mayara Alice Correia de Melo, Danielle Karla Alves da Silva, Fritz Oehl, and Gladstone Alves da Silva

Abstract: Tropical forests concentrate most of the world's biodiversity. In the Northeast of Brazil it is possible to record mosaics of tropical dry and moist forests growing nearby but with completely different biotic and abiotic characteristics. These forests are constantly threatened by intense environmental devastation that affect not only above-ground communities but also those hidden below-ground, such as arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), which act in maintaining ecosystem balance. This work aimed to determine the composition of native AMF communities in areas of humid forest (HF) and dry forest (DF) in northeastern Brazil. A total of 70 taxa of AMF were identified in the study areas, with *Acaulospora* (17) and *Glomus* (16) being the most representative genera. The sampling effort allowed the evaluation of 70%-73% of the species estimated for the areas. AMF communities differed between HF and DF areas. Species of the genus *Glomus* occurred predominantly in humid forest areas, whereas representatives of the order Gigasporales were associated more specifically with the dry forest area. Four soil attributes showed approximately 50% correlation with the composition of the AMF community (silt, clay, K, and CEC). Humid and dry forest areas presented a high diversity of AMF, and the soil properties were an important factor for the community composition of these fungi.

Key words: Glomeromycota, tropical forest, community structure, ecology.

Résumé : Les forêts tropicales abritent une grande partie de la biodiversité mondiale. Dans le nord-est du Brésil, il est possible de trouver des mosaïques de forêts tropicales sèches et humides croissant à proximité les unes des autres, mais ayant des caractéristiques biotiques et abiotiques complètement différentes. Ces forêts sont constamment menacées par une dégradation environnementale intense qui affecte non seulement les communautés de surface, mais aussi les communautés souterraines, tels les champignons mycorhiziens à arbuscules (CMA), qui agissent pour maintenir l'équilibre écosystémique. Ce travail visait à déterminer la composition de communautés de CMA indigènes dans des régions de forêt humide (FH) et de forêt sèche (FS) dans le nord-est du Brésil. Un total de 70 taxons de CMA a été identifié dans les régions étudiées, *Acaulospora* (17) et *Glomus* (16) constituant les genres les plus représentatifs. L'exercice d'échantillonnage a permis d'évaluer 70-73 % des espèces estimées dans ces régions. Les communautés de CMA de la FH et de la FS différaient. Les espèces du genre *Glomus* étaient prédominantes dans la forêt humide alors que les représentants de l'ordre des Gigasporales étaient plus spécifiquement associés à la forêt sèche. Quatre attributs du sol montraient une corrélation d'approximativement 50 % avec la composition de la communauté de CMA (silt, argile, K et CEC). Les régions de forêt humide et sèche présentaient une haute diversité de CMA et les propriétés du sol constituaient un facteur important de détermination de la composition de la communauté de ces champignons. [Traduit par la Rédaction]

Mots-dés : Glomeromycota, forêt tropicale, structure de la communauté, écologie.

Received 30 March 2018. Accepted 31 August 2018.

D.M.A. de Assis and G.A. da Silva.* Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos, Universidade Federal de Pernambuco, 50740-600, Recife, Pernambuco, Brazil.

M.A.C. de Melo. Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Micologia, Laboratório de Micorrizas, Avenida da Engenharia, s/n, Cidade Universitária, 50740-600, Recife, Pernambuco, Brazil.

D.K.A. da Silva. Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Produção Vegetal, Universidade Federal do Vale do São Francisco, 56300-990, Petrolina, Pernambuco, Brazil.

F. Oehl. Agroscope, Ecotoxicology, Schloss 1, CH-8820 Wädenswil, Switzerland.

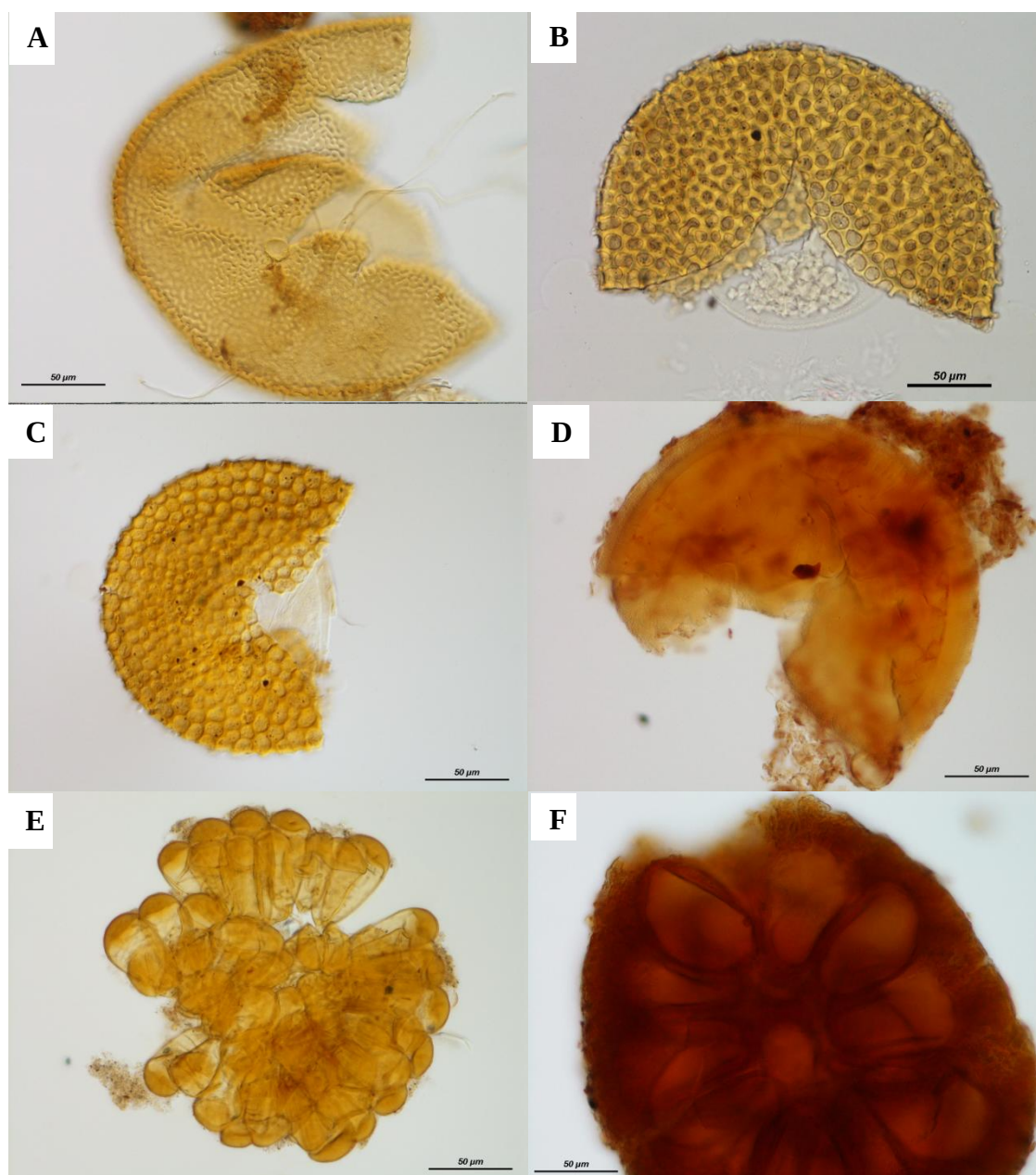
Corresponding author: Gladstone Alves da Silva (email: gladstonesilva@yahoo.com).

*Present address: Departamento de Micologia, Universidade Federal de Pernambuco, Avenida da Engenharia, s/n, Cidade Universitária, CEP 50740-600, Recife, Pernambuco, Brazil.

Copyright remains with the author(s) or their institution(s). Permission for reuse (free in most cases) can be obtained from RightsLink.

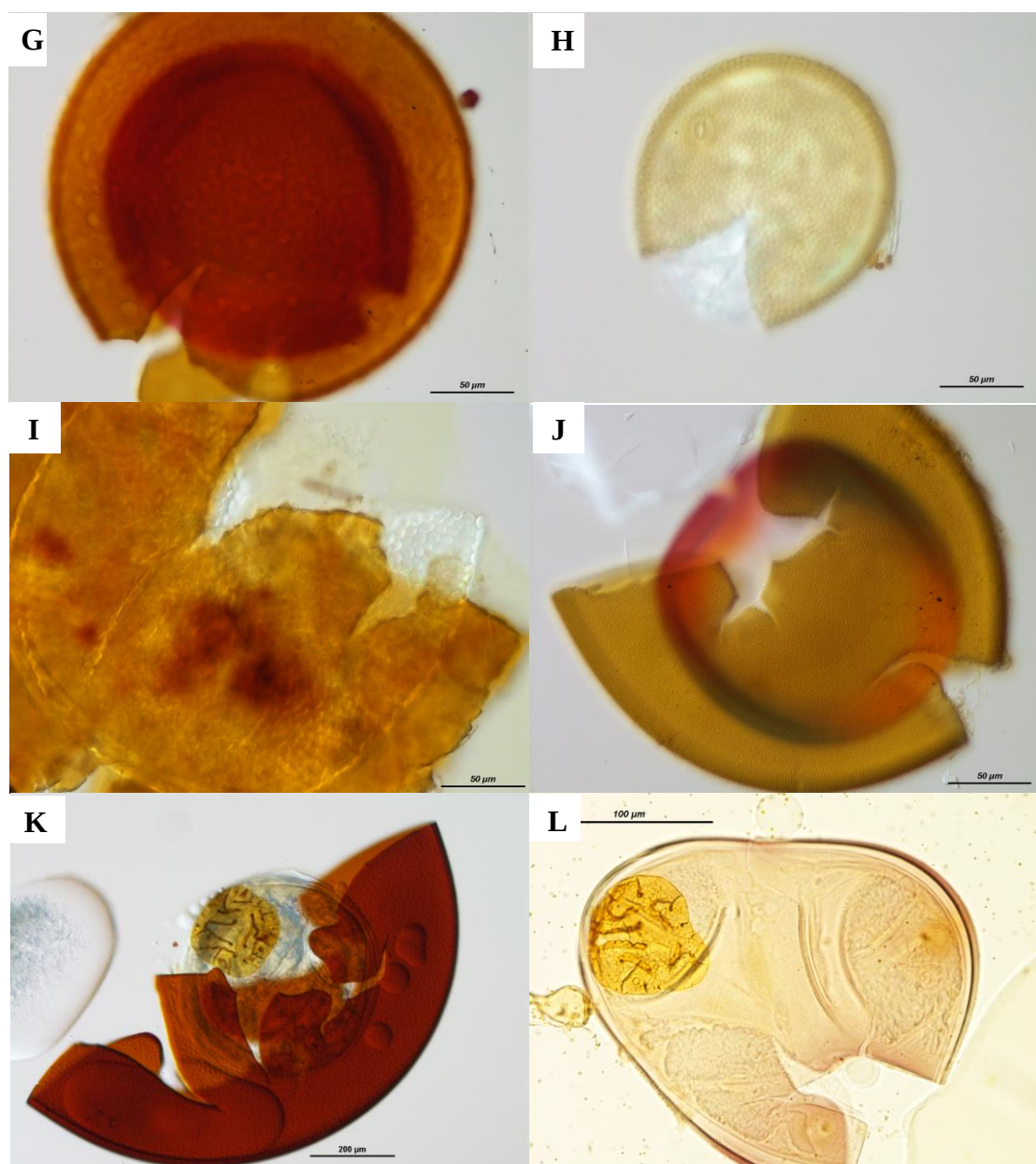
Botany 00: 1-13 (0000) dx.doi.org/10.1139/cjb-2018-0068

Published at www.nrcresearchpress.com/cjb on 10 September 2018.

APÊNDICE C – ESPÉCIES DE FMA IDENTIFICADAS NAS ÁREAS DE ESTUDO

Fotomicrografias de esporos de espécies de FMA encontradas no estudo: *Acaulopora rhemii* (com cicatriz) (A), *Acaulopora excavata* (B), *Acaulopora cavernata* (C), *Funneliformis halonatus* (D), *Sclerocystis taiwanensis* (E) *Sclerocystis sinuosa* (F).

APÊNDICE C – ESPÉCIES DE FMA IDENTIFICADAS NAS ÁREAS DE ESTUDO



Fotomicrografias de esporos de espécies de FMA encontradas no estudo: *Acaulospora foveata* em PVLG+Melzer (G), *Acaulospora scrobiculata* (com cicatriz) (H), *Ambispora appendicula* em PVLG+Melzer (I), *Acaulospora spinosa* em PVLG+Melzer (J), *Dentiscutata colliculosa* (com escudo germinativo em evidência) (K), *Dentiscutata cerradensis* (com escudo germinativo em evidência) (L).