

Universidade Federal de Pernambuco
Centro de Biociências
Programa de Pós-graduação em Biologia de Fungos

DANIELE MAGNA AZEVEDO DE ASSIS

**DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA) EM
DUNAS FLUVIAIS E MARÍTIMAS NO ESTADO DA BAHIA**

Recife

2015

DANIELE MAGNA AZEVEDO DE ASSIS

**DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA) EM
DUNAS FLUVIAIS E MARÍTIMAS NO ESTADO DA BAHIA**

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

Orientador: Prof. Dr. Gladstone Alves da Silva

Recife

2015

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

Assis, Daniele Magna Azevedo de
Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares(FMA) em dunas fluviais e marítimas
no Estado da Bahia / Daniele Magna Azevedo de Assis. – Recife: O Autor, 2015.

86 f.: il.

Orientador: Gladstone Alves da Silva
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro
de Biociências. Programa de Pós-graduação em Biologia de Fungos,
2015.

Inclui referências e apêndice

1. Fungos 2. Dunas 3. Ecologia das restingas I. Silva, Gladstone Alves da(orient.) II. Título.

579.5

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB-2017-145

DANIELE MAGNA AZEVEDO DE ASSIS

**DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA) EM
DUNAS FLUVIAIS E MARÍTIMAS NO ESTADO DA BAHIA**

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

Aprovada em: 26/02/2015

COMISSÃO EXAMINADORA

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

Dr^a. Marcela Claudia Pagano
Universidade Federal de Minas Gerais

Dr^a. Danielle Karla Alves da Silva
Universidade Federal do Vale do São Francisco

Aos meus pais Ivo e Magna,
e ao meu esposo Nelson,
Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, saúde, força e por todas as oportunidades que Ele me concede.

Aos meus pais, pelo amor, carinho, conselhos e apoio.

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

Ao meu irmão Carlos Mário, pelas conversas descontraídas e momentos de alegria.

Ao Professor Gladstone, pela orientação, dedicação, apoio, incentivo, atenção, assistência, paciência e confiança para desenvolver este trabalho.

A Fritz Oehl, pela co-orientação, paciência nos ensinamentos na taxonomia de FMA e colaboração na identificação das espécies FMA do presente estudo.

Aos membros da banca examinadora, Dr^a Marcela Claudia Pagano, Dr^a. Danielle Karla Alves da Silva, Dr^a. Renata Gomes de Souza e o Dr. Romero Francisco Vieira Carneiro, por aceitarem o convite para avaliar este trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudo.

À Danielle Karla e Iolanda Ramalho pelas sugestões, ajuda na realização deste trabalho, presteza, amizade, carinho e conselhos.

A Camila Melo Gonçalves pelo apoio e disponibilidade em diversas etapas deste trabalho.

À Catarina Mello, Inácio Pascoal, Juliana Souza e Larissa Vieira, pela amizade, auxílio, incentivo, apoio e por todos os momentos felizes compartilhados.

A Camilla Maciel, Iolanda Ramalho e Reginaldo Ferreira Neto, pela ajuda na realização das coletas.

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

Aos companheiros da turma de mestrado, pelos momentos compartilhados e aprendizado.

À Anna Karolina, Charlene Arruda, Jurassay e Danielly pela disponibilidade em ajudar.

A todos que de alguma forma contribuíram para este trabalho.

RESUMO

Dunas são sistemas frágeis e dinâmicos que constituem habitats importantes para muitos organismos, nelas se estabelecem comunidades vegetais indispensáveis para a sua fixação e manutenção. Contudo estes ecossistemas são constantemente ameaçados por perturbações antrópicas e naturais, que irão resultar igualmente em distúrbios no substrato arenoso. Pelo papel fundamental que a microbiota do solo exerce no desenvolvimento das comunidades em dunas, é indispensável o conhecimento da diversidade desses microorganismos, especialmente os fungos micorrízicos arbusculares (FMA). Desse modo o objetivo deste trabalho foi avaliar a diversidade e distribuição dos FMA em áreas de dunas fluviais e marítimas no estado da Bahia, a fim de testar a hipótese de que a diversidade de FMA é influenciada por fatores bióticos relacionados à vegetação e abióticos, principalmente os fatores edáficos. O percentual de colonização radicular diferiu significativamente entre as áreas e foi maior nas plantas em dunas marítimas. O número de glomerosporos variou de 3,25 a 33,75 glomerosporos 50 g^{-1} de solo, com os maiores valores registrados nas dunas marítimas. Foram identificados 54 táxons de FMA, nas áreas estudadas, dos quais 51 foram a partir de amostras de campo e três após avaliação das culturas armadilha. Os gêneros mais representativos foram: *Acaulospora* (11), *Glomus* (10) e *Gigaspora* (8). A abundância relativa variou dentro e entre as quatro áreas de estudo, com destaque para *Glomus glomerulatum*, que foi mais abundante em duas delas. Entre as espécies generalistas, *Gigaspora margarita* foi a única encontrada em todas as áreas nas duas coletas. O esforço de amostragem permitiu uma avaliação entre 60-80% das espécies estimadas para as áreas pelo índice de Jackknife de primeira ordem. A estrutura das comunidades de FMA diferiu entre as quatro áreas com base na análise PERMANOVA ($F=7,72$; $p < 0,0001$). Houve correlação entre a composição da comunidade de FMA e o solo dos locais amostrados. Maior diversidade foi observada na área Itaparica pelos índices de Shannon (2,79) e Margalef (5,63). A distribuição das espécies foi mais uniforme na área Veredas (0,88) pelo índice de Pielou. Na área Abaeté pode ser observada maior dominância de espécies pelo índice de Simpson (0,15). Com base no índice de Sørensen as comunidades apresentaram baixa similaridade. As dunas marítimas e fluviais da Bahia apresentaram elevada diversidade de FMA e o solo foi um fator importante para a estrutura da comunidade de FMA em áreas de dunas.

Palavras-chave: Glomeromycota. ecologia. estrutura da comunidade. dunas. restingas.

ABSTRACT

Dunes are fragile and dynamic systems which are important habitats for many organisms, on them are established plant communities that are indispensable for fixing and maintenance of the soil. However, these ecosystems are constantly threatened by human and natural disturbances, which will also result in disturbances in the sandy substrate. The fundamental role that soil microbiota plays in community development in dunes becomes essential the knowledge of the diversity of these microorganisms, especially arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). Thereby the aim of this study was to evaluate the diversity and distribution of AMF in areas of maritime and fluvial dunes in the state of Bahia, in order to test the hypothesis that the diversity of AMF is influenced by biotic and abiotic factors. The number of glomerospores was significantly different among the areas and ranged from 3,25 to 33,75 glomerospores 50 g^{-1} soil, with the highest values recorded in the maritime dunes. Fifty-four AMF taxa were identified in the studied areas, of which 51 from field samples and three after evaluation of trap crops. The most representative genera were *Acaulospora* (11), *Glomus* (10) and *Gigaspora* (8). The relative abundance varied within and among the four studied areas, *Glomus glomerulatum* was the most abundant in two areas. *Gigaspora margarita* was the most common species, being found in all areas in the two collectings. The sampling effort allowed an assessment from 60 to 80% of the estimated species to the areas by first-order Jackknife index. The AMF community structure differed among the four areas based on PERMANOVA analysis ($F = 7.72$; $p < 0.0001$). There was correlation between the composition of the AMF community and the soil of the sampling sites. The AMF diversity was greatest in Itaparica area by the Shannon (2.79) and Margalef (5.63) indexes. The area Veredas showed the most uniform species distribution by Pielou index (0.88), also in this area was found the greatest species dominance by the Simpson index (7.985). The maritime and fluvial dunes of Bahia showed high diversity of AMF and the soil was an important factor for the AMF structure in dunes areas.

Key-words: AMF. Glomeromycota. ecology. community structure. sand dunes. 'restingas'

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Áreas de estudo localizadas em unidades de conservação da Bahia: Abaeté (A), Norte (B), Veredas (C) e Itaparica (D)	37
FIGURA 2 – Média pluviométrica anual (mm) dos municípios das áreas de dunas marítimas (Abaeté e Norte) e fluviais (Itaparica e Veredas) Bahia, entre meses de abril 2013 a março de 2014.....	41
FIGURA 3 – Número de glomerosporos em áreas de dunas fluviais e marítimas da Bahia nas duas coletas	47
FIGURA 4 – Gêneros de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) registrados em áreas de dunas marítimas e fluviais da Bahia.....	48
FIGURA 5 – Representatividade (%) dos gêneros de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) registrados em áreas de dunas marítimas e fluviais da Bahia	49
FIGURA 6 – Abundância relativa de glomerosporos distribuídas pelos gêneros de fungos micorrízicos arbusculares registrados nas áreas de dunas fluviais e marítimas da Bahia (I – Itaparica; V – veredas; A- Abaeté; N- Norte) na primeira coleta.....	55
FIGURA 7 – Abundância relativa de glomerosporos distribuídas pelos gêneros de fungos micorrízicos arbusculares registrados nas áreas de dunas fluviais e marítimas da Bahia (I – Itaparica; V – veredas; A- Abaeté; N- Norte) na segunda coleta	55
FIGURA 8 – Abundância relativa de glomerosporos distribuídas pelos tipos de formação de esporos de fungos micorrízicos arbusculares registrados nas áreas de dunas fluviais e marítimas da Bahia (I – Itaparica; V – veredas; A- Abaeté; N- Norte) na primeira coleta.....	56
FIGURA 9 – Abundância relativa de glomerosporos distribuídas pelos tipos de formação de esporos de fungos micorrízicos arbusculares registrados nas áreas de dunas fluviais e marítimas da Bahia (I – Itaparica; V – veredas; A- Abaeté; N- Norte) na segunda coleta	57
FIGURA 10 – Similaridade de espécies de FMA (baseada no índice de Sørensen) entre as áreas de dunas marítimas e fluviais estudadas (Abaeté, Norte, Itaparica e Veredas) na Bahia, Brasil	59
FIGURA 11 – Análise de correspondência canônica com base na similaridade entre a comunidade de fungos micorrízicos arbusculares, correlacionada com atributos químicos e físicos do solo por tipo de área (fluvial e marítima).....	60

FIGURA 12 – Análise de correspondência canônica com base na similaridade entre a comunidade de fungos micorrízicos arbusculares, correlacionada com atributos químicos e físicos do solo entre as quatro áreas (Abaeté, Norte, Veredas e Itaparica)	60
FIGURA 13 – Análise de correspondência canônica correlacionando espécies com atributos químicos e físicos do solo.....	61
FIGURA 14 – Curva de acumulação de espécies (Sobs) e estimativa de riqueza pelo índice Jacknife primeira ordem (Jacknife 1), nas áreas de dunas marítimas Abaeté (A) e Norte (B) e fluviais Veredas (C) e Itaparica (D), na Bahia.....	62

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Classificação atual do Filo Glomeromycota.....	29
TABELA 2 – Espécies de plantas nas áreas de dunas marítimas e fluviais (Bahia).....	38
TABELA 3 – Localização geográfica e características meteorológicas das áreas de estudo...	40
TABELA 4 – Análise química e granulométrica do solo nas áreas de dunas fluviais Itaparica (I) e Veredas (V) e marítimas Abaeté (A) e Norte (N), nos dois tempos de amostragem: primeira (1) e segunda (2) coleta.	42
TABELA 5 – Análise granulométrica do solo das áreas de dunas fluviais: Veredas e Itaparica e marítimas: Abaeté e Norte.....	43
TABELA 6 – Percentual de colonização radicular por arbúsculos, hifas, vesículas e total, em áreas de dunas fluviais (Itaparica e Veredas) e marítimas (Abaeté e Norte) da Bahia nas duas coletas.	47
TABELA 7 - Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em áreas de dunas fluviais Itaparica (I) e Veredas (V) e marítimas - Abaeté (A) e Norte (N), do estado da Bahia – na primeira (1) e segunda (2) coletas e nas culturas armadilhas (CA) com abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência* (FO) das espécies fungos micorrízicos arbusculares (FMA).	50
TABELA 8 - Riqueza de espécies, índices de diversidade de Shannon e Margalef, equitabilidade de Pielou e dominância de Simpson em áreas de dunas fluviais (Veredas e Itaparica) e marítimas (Abaeté, Norte) do estado da Bahia.....	58
TABELA 9 - Espécies fungos micorrízicos arbusculares (FMA) com seus respectivos valores de indicação.....	58

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 REVISÃO DA LITERATURA	16
2.1 DUNAS	16
2.2 RESTINGAS	20
2.3 FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA).....	26
2.4 FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA) EM DUNAS E RESTINGAS	32
3 MATERIAL E MÉTODOS	37
3.1 ÁREAS DE ESTUDO	37
A- ABAETÉ	37
B- NORTE.....	38
C- VEREDAS.....	39
D- ITAPARICA.....	40
3.2 COLETAS	40
3.3 ANÁLISES	43
3.3.1 CULTURA ARMADILHA	43
3.3.2 AVALIAÇÃO DA COLONIZAÇÃO RADICULAR	43
3.3.3 EXTRAÇÃO DOS GLOMEROSPOROS E IDENTIFICAÇÃO DOS FMA	44
3.3.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS E ECOLÓGICAS	44
3.3.4.1 ANÁLISE ESTATÍSTICA DO SOLO	44
3.3.4.2 ANÁLISES DAS ESPÉCIES, COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE E PROPÁGULOS DE FMA	44
4 RESULTADOS	46
5 DISCUSSÃO	63
6 CONSIDERAÇÕES GERAIS	70
REFERÊNCIAS	71
APÊNDICE	86

1 INTRODUÇÃO

Dunas são formações deposicionais do período Quaternário, originadas pelo acúmulo de sedimentos arenosos transportados pelo vento, desenvolvem-se em praias ao longo da costa e em regiões áridas e semiáridas (PRESS et al., 2006; SUGUIO, 2010); sendo consideradas feições recentes, dotadas de frágil equilíbrio, pois a ação eólica nos sedimentos incosolidados causa a movimentação contínua dos grãos de areia, impedindo que estas dunas se estabilizem (PEREIRA et al., 2010).

As dunas podem tornar-se fixas e estáveis quando o clima torna-se mais úmido e a vegetação começa a cobri-las, constituindo importante habitat ecológico para diversos grupos de organismos, assim há o estabelecimento de um conjunto de comunidades vegetais fisionomicamente distintas, sob influência marinha ou fluvial, denominadas restingas (BRANDÃO, 2008; CONAMA, 1999).

A vegetação de restinga é um mosaico de comunidades, que exibe formações herbáceas, arbustivas e arbóreas, com espécies típicas de biomas adjacentes como a Mata Atlântica, a Mata de Tabuleiro e a Caatinga (MARTINS et al., 2008; ZAMITH; SCARANO, 2006). Nestes ambientes, as plantas estão submetidas a condições restritivas de natureza abiótica: déficit hídrico, escassez de nutrientes, fortes ventos, alta salinidade, elevadas temperaturas e insolação (MACEDO et al., 2007). As áreas de restinga, além de naturalmente submetidas a estresses ambientais, também sofrem perturbações antrópicas – especulação imobiliária, turismo, mineração, extração de areia, entre outras que implicam na remoção da cobertura vegetal e em alterações na sua composição florística, ocasionando redução da biodiversidade (ALMEIDA JUNIOR; ANJOS; SAMPAIO, 2013; QUEIROZ et al., 2007).

Devido à importância das restingas para a fixação das dunas elas constituem “áreas de preservação permanente”, sendo proibida a retirada da cobertura vegetal, contudo esta é uma prática comum que compromete as funções ecológicas destes ecossistemas (MMA, 2010). Esta vegetação desempenha papel fundamental na estabilização do substrato, com o estabelecimento das plantas na faixa de areia, há redução da ação de agentes erosivos, resguardando o ambiente de modificações intensas (BARCELOS et al., 2012; MMA, 2010).

Considerando a importância e o valor ecológico deste ecossistema, é essencial a realização de estudos para se conhecer a diversidade de organismos, incluindo a biota do solo, que contribuem para a manutenção das comunidades vegetais e para a recuperação de

ecossistemas impactados, especificamente os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) (EMERY; RUDGERS, 2010).

Os FMA (Glomeromycota) são biotróficos obrigatórios e formam com as plantas uma simbiose mutualística, na qual transferem nutrientes do solo para a planta, e o fungo por sua vez, recebe carboidratos do vegetal (SMITH; READ, 2008). Além deste, há uma série de outros benefícios conferidos ao vegetal, tais como: aumento da tolerância à seca (AUGÉ, 2001), incremento na habilidade de absorção de água (SMITH; READ, 2008) e aumento da tolerância à salinidade (YANO-MELO; SAGGIN JÚNIOR; MAIA, 2003). Estes benefícios são especialmente relevantes em ambientes limitantes, como o das dunas, sendo inclusive constatado que a escassez de nutrientes (característica destas áreas) é parcialmente compensada pela presença da micorriza arbuscular (SANTOS; OLIVEIRA; NOVAIS, 1995).

Estudos sobre a diversidade dos FMA em áreas de dunas e restingas foram desenvolvidos no Brasil (TRUFEM; OTOMO; MALATINSZKY, 1989; TRUFEM; MALATINSZKY; OTOMO, 1994) e em outros países (EUA - KOSKE, 1988; Japão - ABE; KATSUYA, 1995; Itália - TURRINI et al., 2010). Atualmente diversos trabalhos sobre os FMA têm sido realizados em áreas de dunas marítimas no nordeste do país (SILVA et al., 2012; SOUZA et al., 2011) e alguns destes têm colaborado para o conhecimento de novos táxons para o filo (GOTO et al., 2011; 2012), contudo, não há pesquisas dessa natureza em áreas de dunas fluviais, portanto estudos sobre a diversidade destes fungos em outras áreas de dunas marítimas e, sobretudo, fluviais poderão fornecer dados inéditos sobre as comunidades destes microrganismos nas dunas e ecossistemas de restinga.

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a diversidade e distribuição dos FMA em áreas de dunas fluviais e marítimas no estado da Bahia. Foi testada a hipótese de que a diversidade desses fungos é influenciada por características físico-químicas. Para isso, os objetivos específicos foram: identificar as espécies de FMA encontrados nas áreas de estudo, determinando a diversidade e abundância dos mesmos, além de verificar a influência das características físico-químicas do solo sobre a riqueza, a abundância e a frequência das espécies de FMA e determinar a similaridade das comunidades de FMA entre as áreas.

Em vista da importância dos FMA para a manutenção dos ecossistemas terrestres e equilíbrio das comunidades vegetais, os dados gerados por este estudo servirão para melhor entendimento sobre a distribuição e ecologia de FMA presentes em ambientes

naturais. Além disso, considerando que as comunidades de FMA auxiliam o estabelecimento e a permanência das comunidades vegetais, sobretudo, em áreas sob estresse, os resultados dessa dissertação poderão ser importantes para futuros estudos de conservação e recuperação de áreas de dunas e restingas.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 DUNAS

Dunas são depósitos arenosos formados pelo acúmulo de sedimentos, sua origem está associada aos processos de erosão, transporte e acumulação promovidos pelo vento (PRESS et al., 2006). Podem ser classificadas com base na estrutura (considerando sua dinâmica de formação) sendo reconhecidos dois tipos: as dunas fixas e móveis (SÍGOLO, 2003). As dunas móveis podem ser também denominadas como dunas livres, ativas ou migratórias, nelas há o transporte (contínuo) dos grãos de areia (ALMEIDA; SUGUIO, 2012). A migração dos grãos é um processo natural que depende do regime de ventos, da estruturação interna (baixa coesão dos grãos) e ausência de vegetação fixadora (BRANDÃO, 2008). Nas dunas fixas as camadas de areia são depositadas sucessivamente sobre a superfície do terreno, com o aumento da umidade há a aglutinação dos grãos de areia e o desenvolvimento da vegetação sobre as dunas, com estas condições mais estáveis elas são mantidas imóveis; são também designadas como paleodunas, dunas inativas ou fósseis (GIANNINI, 2007; SÍGOLO, 2003).

Podem ser formadas ao longo de planícies costeiras ou mais no interior, longe das regiões litorâneas; nas planícies de inundação de grandes rios em regiões áridas e semiáridas (PRESS et al., 2006). As planícies costeiras compreendem diversificado conjunto de formas deposicionais, que preenchem extensas áreas localizadas próximo ao litoral (BRANDÃO, 2008). Nelas há sedimentação de origem fluvial, marinha e lagunar de idade pleistocênica a holocênica (BRANDÃO, 2008).

No Pleistoceno e Holoceno, épocas do período Quaternário (o mais recente da escala geológica do tempo), aconteceram determinados eventos que permitiram o surgimento dos depósitos sedimentares que formaram as feições fisiográficas conhecidas hoje como dunas (BRANDÃO, 2008). Neste intervalo de tempo (1,81 Ma) ocorreu significativa redução das temperaturas nas regiões tropicais e subtropicais, com sucessivas flutuações do nível do mar (LEINZ; AMARAL, 2003). Durante as variações climáticas as fases úmidas, com precipitações intensas, foram seguidas por intervalos de estiagem, condições que favoreceram a formação dos campos de dunas (SUGUIO, 2010).

Associados a estas mudanças paleoambientais, alguns fatores como: fontes de areia, correntes de deriva litorânea e obstáculos na retenção de sedimentos, resultaram nas planícies litorâneas arenosas (SUGUIO; TESSLER, 1984). Os depósitos sedimentares do

quaternário distribuem-se amplamente sobre os continentes, no Brasil são observados principalmente nas regiões costeiras, mas também estão presentes em ambientes transicionais e em desembocaduras de grandes rios (GIANNINI et al., 2005).

A costa brasileira tem cerca de 8.000 km de extensão, destes aproximadamente 5.000 km apresentam depósitos arenosos de praias e/ou de dunas eólicas (ALMEIDA; SUGUIO, 2012). Dentre os sistemas eólicos costeiros quaternários do Brasil, destacam-se as feições eólicas ativas, presentes ao longo da costa brasileira que são classificadas em dois tipos: campos de dunas livres e lençóis de areia; e dunas vegetadas, que incluem as dunas frontais, embrionárias e estabelecidas (GIANNINI et al., 2005). Estes depósitos estão localizados principalmente na região Nordeste, nos estados do Maranhão, Rio Grande do Norte, Sergipe e Alagoas, presentes também no Rio de Janeiro e no sul do país entre Santa Catarina e o Rio Grande do Sul (BRANDÃO, 2008). Os depósitos eólicos ativos vegetados são predominantes nas demais áreas costeiras do país, mais notadamente as dunas frontais; na Bahia estão distribuídos ao longo da costa atlântica, mas restritos ao trecho que vai de Salvador até o extremo norte do estado (BITTENCOURT, 1996; GIANNINI et al., 2005).

A ocorrência de depósitos eólicos ativos com cobertura vegetal, não exclui a presença de dunas livres, pois as feições eólicas vegetadas, comumente estão associadas aos campos de dunas móveis, além disso, dependendo das variações no equilíbrio entre as taxas de suprimento eólico e de crescimento da vegetação é possível a modificação de um tipo para o outro (GIANNINI, 2007).

Além destas, faz-se presente na história do quaternário brasileiro a feição fisiográfica das dunas interiores. Os campos de dunas eólicas inativas interiores são evidências da existência de climas antigos mais áridos que o atual, geralmente as formas originais das paleodunas ainda são reconhecidas, embora estejam parcialmente reafeiçoadas pelo intemperismo e erosão pluvial e fluvial (SUGUIO, 2010).

No Brasil estas dunas têm sido estudadas principalmente em três localidades: no baixo rio Negro (AM), no médio São Francisco e no Pantanal (MS) (GIANNINI et al., 2005). Para o Nordeste brasileiro, depósitos de dunas eólicas interioranas do quaternário têm sido referidos no estado da Bahia, com um sistema de dunas inativas do médio Rio São Francisco (SUGUIO, 2010). Estes campos de dunas correspondem à acumulação de areias supridas pelo rio São Francisco e transportados pelos ventos, que possivelmente foram originados quando o rio secou completamente no seu curso médio (provavelmente próximo ao município de Barra, Bahia), e os sedimentos arenosos e aluviais previamente

espalhados na área foram modelados em dunas, especialmente por ventos leste e sudeste (BARRETO et al., 1999). A maior concentração dessas dunas ocorre entre os municípios de Barra e Pilão Arcado, perfazendo uma área contínua de cerca de 7.000 km²; além delas, campos de dunas interiores inativos menores, ligados ao mesmo contexto geológico estão presentes próximos à Lagoa de Itaparica em Xique-Xique (BA) (SUGUIO, 2010). Atualmente admite-se que o São Francisco médio e seus afluentes encontram-se em um limite climático de exorreísmo (drenagem direta para o mar), mas qualquer declínio permanente na precipitação poderá resultar em condições endorréicas (drenagem para o interior do continente, não atingindo o oceano) com aumentos subseqüentes de salinidade (PRADO, 2003). Análises (palinológicas) do perfil sedimentar quaternário do médio São Francisco, sugerem que durante a transição do Pleistoceno/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 exuberante floresta tropical com afinidade florística com as florestas Amazônica e Atlântica (DE OLIVEIRA et al., 2005).

O ambiente das dunas, aparentemente homogêneo é bastante variável, pois a mudança do substrato com áreas livres entre as plantas e diferentes micro-habitats do solo (influenciados pela textura, natureza porosa da areia, vegetação e pouca ou nenhuma matéria orgânica), interferem na fisionomia destas áreas (MAUN, 2009). A baixa capacidade de retenção de água, altas temperaturas e taxas de evaporação e transpiração, elevada salinidade, insolação e forte ação dos ventos dificultam a sobrevivência de espécies vegetais nas dunas (PAMMENTER, 1984). A fim de reduzir os efeitos destas variáveis abióticas, características das regiões de dunas, as plantas desenvolvem adaptações para diminuir as taxas de transpiração e aumentar a captação de água, como: redução da superfície foliar, espessamento da cutícula, camada adicional de cera e sistema radicular bem desenvolvido (BRITTO et al., 1993). Contudo, os efeitos abióticos interferem bastante na distribuição das plantas nas dunas, pois a alta porosidade dos solos arenosos implica em baixos teores de água no substrato, o que limita o crescimento vegetal, além disso, a evaporação nestes sistemas remove quantidades substanciais de água (inclusive pluvial), ocasionando estresse hídrico (MAUM, 2009). Embora ocorra a perda de água das chuvas, seja por percolação ou evaporação, as precipitações tem relevante importância para o estabelecimento da vegetação e conseqüentemente efeitos sobre o desenvolvimento das dunas: na coerência de partículas de areia, aumentando a resistência dos grãos à ação eólica, o que reduz o movimento das massas de areia, facilitando o estabelecimento vegetal (MAUM, 2009; TSOAR; ARENS, 2003).

A escassez de nutrientes dos solos arenosos limita o crescimento vegetal, notadamente pela falta de três macronutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio); nestes ambientes a entrada de matéria orgânica ocorre pela deposição de detritos, restos de plantas e animais (CASTELLANI; VIEIRA; SCHERER, 1996; HAY; LACERDA, 1984; MAUM, 2009). O tipo de solo nestas áreas tem sido apontado como a explicação para as fitofisionomias que compõem as restingas, bem como para as variações da vegetação ao longo da costa (BARCELOS et al., 2012). Em geral os solos das dunas apresentam altos teores de areia e baixos teores de argila, estes solos são altamente lixiviados e possuem baixa retenção de cátions, comprometendo a produtividade primária destes locais (MARTINS et al., 2008).

A particularidade das características ambientais nas áreas de dunas reflete na composição vegetal delas, que além de possuírem espécies características da Mata Atlântica, apresentam táxons encontrados na Caatinga (FREIRE, 1996). Em estudo realizado em uma área de duna litorânea no Rio Grande do Norte, Freire (1990) percebeu que fatores climáticos e edáficos respondiam pela ocorrência e persistência da vegetação, constatando que havia um predomínio de elementos da Mata Atlântica, mas também se faziam presentes componentes típicos da Caatinga, composição também observada por Costa et al., (2006) ao caracterizar a comunidade vegetal em uma área de duna costeira na Bahia. Embora a vegetação presente nestas dunas (originadas em zonas marítimas) seja muitas vezes designada como um ecossistema associado à Mata Atlântica, a comprovação da presença de espécies típicas da Caatinga mostra que este tipo de formação vegetal não é restrito e pode estar presente em outros biomas, embora possa diferir em composição florística.

No Nordeste brasileiro há dunas interiores localizadas dentro dos domínios da Caatinga que exibem vegetação típica deste bioma (JACOMINE, 1976). A vegetação original das dunas é responsável por sua manutenção, através do crescimento tanto na porção subterrânea quanto na parte aérea. Em ambientes costeiros, as dunas funcionam como barreiras naturais protegendo a faixa de terra das praias e as restingas contra a ação erosiva das ondas do mar, sua formação está ligada à interação do mar, vento, areia e vegetação (ALMEIDA; SUGUIO, 2012). Podem ser frontais - dunas simples, incipientes, formadas em zonas mais próximas ao mar; embrionárias – compostas por estreita faixa de areia, nas faixas após os limites de praia e estabelecidas - firmadas pelo desenvolvimento da vegetação sobre o solo (MAUN, 2009). Nas dunas frontais e embrionárias a comunidade vegetal é dominada por espécies herbáceas, do tipo halófilas e psamófilas, nas

dunas estabelecidas a cobertura vegetal é mais densa; esta classificação tem base na origem e evolução das dunas (GIANNINI, 2007).

As dunas são sistemas frágeis constantemente ameaçados por ações antrópicas, tais como: a extração ilegal de areia, ocupação desordenada do seu território, especulação imobiliária, degradação causada pela expansão urbana, instalações portuárias e industriais, atividades de pesca, dentre outras atividades que afetam importantes funções físicas e biológicas dessas áreas (BRANDÃO, 2008). Por funcionarem como habitat para diversas comunidades vegetais, são constituintes importantes de vários nichos ecológicos, em vista disso muitas áreas com dunas têm sido designadas como unidades de conservação. No Brasil, as dunas estão protegidas em uma área de 136.117 ha (MMA, 2010). Algumas destas unidades de conservação são áreas de proteção ambiental (APA), que tem como objetivo proteger a biodiversidade, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais (SEMA, 2013). Entre os estados brasileiros que possuem Unidades de Conservação deste tipo protegendo áreas de dunas destaca-se a Bahia, com seis APAS, dentre elas: as áreas de proteção ambiental localizadas no médio São Francisco: APA das Dunas e Veredas do Baixo-Médio São Francisco e a APA da Lagoa de Itaparica, e na costa atlântica encontram-se as áreas de proteção ambiental do Litoral Norte e Lagoas e Dunas do Abaeté (INEMA, 2014). As dunas formadas nesta região do rio São Francisco têm uma biota extremamente rica em endemismos de diferentes grupos taxonômicos, entre as plantas há um gênero e 12 espécies endêmicas (MMA, 2002). Representando alguns dos últimos remanescentes preservados de dunas e restingas do litoral baiano, as áreas formadas com influência marinha, apresentam grande diversidade vegetal, inclusive com o registro de espécies endêmicas (QUEIROZ, 2007; SEMA, 2013). Em vista da importância destes locais, comprova-se a relevância de estudos que tem como objetivo fornecer dados para o manejo e preservação ambiental destas unidades, com a finalidade de garantir a conservação da diversidade biológica em áreas de dunas.

2.2 RESTINGAS

Desde uma compilação sobre estudos realizados em áreas de restinga, Lacerda; Araujo; Maciel (1982) enfatizam o reconhecimento das restingas e dunas como entidades ecológicas distintas. No Brasil o termo “restinga” tem sido empregado com diversos significados, referindo-se em geral aos ambientes costeiros. Esta terminologia é utilizada

por diferentes áreas de conhecimento para se referir a formações semelhantes, contudo há distinções entre elas (SUGUIO; TESSLER, 1984). Além dos conceitos apresentados pela geologia, geomorfologia, geografia, biologia e ecologia, há ainda a definição adotada pela legislação ambiental (SOUZA et al., 2008). Alguns destes conceitos são inconsistentes e dependendo da ciência em questão, nem sempre se referem à mesma estrutura no ambiente.

Geologicamente as restingas podem ser definidas como depósitos arenosos, com feições alongadas, formados pelas correntes marinhas de deposição paralelas à costa, que se desenvolvem preferencialmente em áreas (do quaternário brasileiro) próximas a rios, que fornecem grande parte dos detritos arenosos (LEINZ; AMARAL, 2003). A geomorfologia considera conceito semelhante ao anterior, e além da gênese, salienta a forma do relevo destes ambientes como planícies litorâneas e outras feições costeiras: cordões arenosos, praias, barreiras e tómbolos (SUGUIO; TESSLER, 1984). O termo geográfico refere-se basicamente a extensão, delimitação e localização de áreas costeiras fisicamente determinadas pelas condições do solo e pela influência marinha e fluvial (IBGE, 2009). No sentido botânico seria o conjunto de comunidades vegetais fisionomicamente distintas, que ocorrem sobre os depósitos arenosos costeiros, com influência marinha e flúvio-marinha (MARTINS et al., 2008). O conceito ecológico refere-se às restingas como os ecossistemas costeiros desenvolvidos em depósitos litorâneos, com tipos vegetacionais que abrangem várias comunidades: as das praias, antedunas, cordões arenosos, depressões entre cordões, margens de lagoas e até manguezais (LACERDA; ARAUJO; MACIEL, 1982; SOUZA et al., 2008).

Com base nas várias descrições apresentadas anteriormente, percebe-se que o uso da palavra restinga pode ser restrito apenas ao tipo de vegetação que recobre as planícies litorâneas ou ao substrato onde se desenvolve a cobertura, para este estudo foi observado que a resolução 261/99 do CONAMA define esta formação da maneira mais adequada para as condições observadas em campo. De acordo com a resolução 261, de 30 de junho de 1999 do CONAMA “entende-se por restinga um conjunto de ecossistemas que compreende comunidades vegetais e florísticas fisionomicamente distintas, situadas em terrenos predominantemente arenosos de origem marinha e fluvial, lagunar ou eólica ou combinações destas, de idade quaternária, em geral com solos pouco desenvolvidos” (CONAMA, 1999). Este conceito será considerado neste trabalho.

A vegetação de restinga normalmente está associada a coberturas mais recentes como planícies aluviais, terraços marinhos e dunas (ALMEIDA JÚNIOR. et al., 2013).

Nas dunas, a vegetação forma um tipo distinto de restinga, distribuindo-se em manchas separadas por áreas abertas (BRITTO, 1993). As espécies vegetais que colonizam o substrato são provenientes de outros domínios (Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga), porém com variações devido às condições diferentes do seu ambiente original - no sentido ecológico e botânico (SANTOS, 2013). As distintas fitofisionomias das restingas refletem as diferenças geomórficas, pedológicas e climáticas dos ambientes no qual foram formadas, os diversificados aspectos florísticos são utilizados como meio de caracterização e de distinção desse ecossistema em comparação a outras áreas costeiras semelhantes (MMA, 2010).

Segundo Zamith e Scarano (2006), a maioria das plantas que habitam as restingas teriam sido originadas da Mata Atlântica, de onde migraram, estabelecendo-se em planícies arenosas geologicamente mais recentes. Portanto, seria a restinga um ecossistema singular, que compreende um conjunto de espécies com alta plasticidade ecológica, pois apesar de terem sido originadas em uma floresta, colonizaram, sobreviveram e cresceram em condições ambientais restritivas, impostas pela seca, substrato arenoso, ventos constantes, elevada salinidade, altas temperaturas e escassez de nutrientes (SCARANO, 2002).

As restingas têm sido comumente referidas como ecossistemas associados à Mata Atlântica, contudo pode-se comprovar a existência de espécies provenientes de outros biomas (SANTOS-FILHO et al., 2011; SILVA et al., 2008), mostrando que a vegetação das restingas não é exclusivamente composta por espécies nativas/originais da Mata Atlântica, portanto outras áreas que possuam condições geomorfológicas semelhantes (planícies arenosas que datam do período Quaternário) e apresentem uma paisagem formada por um mosaico de comunidades vegetais que variam desde tipos herbáceos a arbustivos, atingindo inclusive o porte arbóreo (ROCHA; QUEIROZ; PIRANI, 2004), também puderam ser designadas como restingas, embora não ocorram nos domínios do bioma Mata Atlântica, já que por definição geomorfológica e botânica estão incluídas neste conceito.

Vários fatores atuam na complexidade (diversidade e estrutura) das comunidades vegetais, as diferentes fitofisionomias que ocorrem nas restingas brasileiras podem ser influenciadas pelo clima, características edáficas, topografia e localização quanto aos corpos d'água (MENEZES-SILVA, 2000; ZICKEL et al., 2004). A vegetação distinta das restingas deve-se justamente a uma combinação de fatores físicos e químicos das regiões onde são formadas, destacando-se as propriedades do solo como um dos fatores ambientais

mais relevantes na distribuição geográfica/espacial e na composição/estrutura das florestas tropicais brasileiras (LOURENÇO-JUNIOR; CUZZUOL, 2009; SANTOS, 2013).

Os tipos vegetacionais das restingas brasileiras variam desde formações herbáceas, arbustivas abertas ou fechadas, chegando até o porte arbóreo (MENEZES -SILVA, 2000). O estrato herbáceo ocorre principalmente nas faixas de praia e ante-dunas, com predomínio de espécies rizomatosas, cespitosas e reptantes (ZICKEL et al., 2004). A vegetação arbustiva apresenta tipos fisionômicos como trepadeiras, bromélias terrícolas e cactáceas, que se distribuem isoladamente ou em grupos mais densos (NOLASCO; SILVA; MENEZES, 2012). As formações florestais possuem altura a partir de 5m, com estratos mais desenvolvidos (15-20m), formadas mais no interior do continente, compondo as “matas de restingas” (IBGE, 2004; ZICKEL et al., 2004). Além da transição das fisionomias em razão do distanciamento ambiental do mar/oceano, a existência de um gradiente de fertilidade no solo também estaria relacionado ao aumento da complexidade estrutural da vegetação no sentido praia-continente (LOURENÇO-JUNIOR; CUZZUOL, 2009; SANTOS, 2013; SILVA et al., 2010).

A flora das restingas brasileiras tem sido muitas vezes referida como detentora de baixa riqueza de espécies (SILVA et al., 2010), fato que poderia estar relacionado às condições adversas destes locais, como também a natureza e dinâmica do substrato; além disso, a ausência quase total de espécies endêmicas nestes locais também tem sido destacada (LOURENÇO-JUNIOR; CUZZUOL, 2009; SCARANO, 2002). Contudo, estudos realizados em algumas restingas do Nordeste, exibem a elevada riqueza e diversidade de táxons nestas áreas no Ceará, em Pernambuco e Alagoas (ALMEIDA JÚNIOR. et al., 2011; MEDEIROS et al., 2010; SANTOS-FILHO et al., 2011), estando estas espécies bem estabelecidas em solos (que tem como principal constituinte a areia) pobres em nutrientes, indicando elevada eficiência na utilização dos nutrientes minerais (SILVA et al., 2010). Isso comprova que a biodiversidade destas zonas tem grande valor ecológico, pois constituem importante fonte de recursos para o ambiente, devido à heterogeneidade florística e estrutural exibida por estes ecossistemas; da mesma forma, pode-se ressaltar o desempenho desta vegetação na estabilização de áreas de frágil equilíbrio, como as dunas fluviais e marítimas (CANTARELLI et al., 2012; SACRAMENTO; ZICKEL; ALMEIDA JR., 2007).

As restingas constituem “áreas de preservação permanente”, de acordo com o artigo 2º da Lei 4.771/65 do Código Florestal, por sua função como “fixadora de dunas” (MMA, 2010). Contudo, estes ecossistemas são constantemente ameaçados pela extração ilegal da

areia e ocupação desordenada do seu território, o que ocasiona a remoção da cobertura vegetal e consequente redução da biodiversidade (BARCELOS et al., 2012; MMA, 2010). A vegetação das restingas desempenha papel fundamental na estabilização do substrato, com o estabelecimento das plantas na faixa de areia, há redução da ação de agentes erosivos, resguardando o ambiente de modificações intensas (BARCELOS et al., 2012). Em vista das pressões ambientais que estão submetidas as restingas, faz-se necessária a proteção destes sistemas complexos e frágeis, como alternativa a conservação da sua biodiversidade (MARTINS et al., 2008).

A Bahia é o estado com maior extensão territorial do Nordeste, na sua área de 564.692,669 km², estão distribuídos os biomas: Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado, o estado possui o litoral mais extenso do Brasil, com aproximadamente 1.150 km, ao longo do qual encontram-se diversas paisagens como as praias, lagunas e dunas (de origem marítima) recobertas por vegetação que recebe influência marinha; mais da metade do território baiano (54%) é ocupado pela Caatinga, onde também são encontradas dunas (de origem fluvial) (CBPM, 2008; IBGE, 2004). Segundo Queiroz (2006), a vegetação da Caatinga é altamente heterogênea, com alguns centros de endemismo florístico (dunas do rio São Francisco, Bahia), diferentes do que habitualmente se considera como caatinga.

Nestas áreas a vegetação também apresenta estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo, com uma flora que exhibe várias adaptações para as condições de estresse hídrico, com a presença de plantas suculentas (Cactaceae e Euphorbiaceae), arbustos espinhosos e bromélias terrestres (ROCHA; QUEIROZ; PIRANI, 2004). Estes mecanismos adaptativos 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).

As dunas baianas podem ser classificadas como: móveis, semimóveis ou fixas, estes tipos distintos variam de acordo com a presença de cobertura vegetal e grau de estabilização dos sedimentos. As restingas da Bahia têm a sua flora conhecida por estudos realizados em áreas litorâneas de Salvador. Britto e Noblick, (1984), caracterizando a vegetação nas dunas de Itapoã e da lagoa do Abaeté observaram a presença de um número relativamente alto (em uma área pequena) de espécies endêmicas, sugerindo a ocorrência de isolamento botânico neste local. No levantamento da flora fanerogâmica das dunas e lagoa do Abaeté realizado por Britto et al. (1993), foi reforçada a ocorrência dos táxons endêmicos nas áreas destas dunas; Viana; Silva; Kleinert (2006) contribuíram para o conhecimento da flora apícola na mesma área, observando que as abelhas são,

provavelmente, os principais responsáveis reprodução sexual das espécies vegetais nessas dunas.

No litoral norte do estado foram desenvolvidas pesquisas que também reforçam a importância da preservação das dunas para estas restingas: em inventário realizado por Queiroz (2007) na restinga de Mata de São João, foram relatadas espécies vegetais com potencial ecológico e econômico; Queiroz; Cardoso; Ferreira (2012), ao realizarem levantamento florístico em áreas da APA Rio Capivara, encontraram baixa riqueza de espécies (atribuída a fragmentação de habitats e pressão antrópica); Dias e Menezes (2007) realizaram a fitossociologia da flora herbácea em um cordão-duna na praia de Santo Antônio, caracterizando a vegetação na restinga de Massarandupió, com resultados que sugerem uma zonação no sentido mar-continente em relação as espécies amostradas; Silva e Menezes (2012) alertam sobre a importância da conservação da vegetação local em vista da complexidade ecológica observada onde as restingas estão inseridas, e pressão pela implantação de grandes complexos hoteleiros, em estudos realizados na praia do Forte.

Menezes et al. (2012a) observaram alta diversidade de espécies vegetais, sendo possível o reconhecimento de duas comunidades vegetais distintas, restinga em moitas e mata de restinga. Nolasco; Silva; Menezes (2012) observaram que há evidências de uma descaracterização da vegetação local, ressaltaram a importância desses resultados para o entendimento do status de conservação da restinga nesta parte do litoral baiano. Ao comparar o desenvolvimento dos cordões de dunas em restingas do litoral norte (Mata de São João) e sul (Itacaré) da Bahia, Menezes et al. (2012b) verificaram que a maior estabilidade da linha de costa, provavelmente propiciou melhores condições para a colonização de espécies psamófilas-reptantes na área de Mata de São João.

Outros pesquisadores investigaram a vegetação (ROCHA; QUEIROZ; PIRANI, 2004) e a flora melitófila (RODARTE; SILVA; VIANA, 2008) de restinga sobre dunas de origem fluvial na região do semiárido nordestino, no Baixo-Médio São Francisco (Bahia), e verificaram que a flora local é composta principalmente por espécies típicas de áreas arenosas da caatinga, algumas delas provavelmente endêmicas das dunas, sugerindo a existência de uma unidade fitogeográfica neste bioma. Além disso, não apenas a composição florística, mas a estratificação e a forte sazonalidade da floração são determinantes da composição e do padrão local de uso de recursos pelas abelhas nesta área de Caatinga.

Diante do observado, constata-se a necessidade de pesquisas que possam contribuir com o conhecimento dos processos ecológicos, para manutenção do equilíbrio destes

ecossistemas, através da obtenção de dados relevantes sobre a biodiversidade, garantindo a conservação das áreas estudadas. Atualmente a Bahia tem uma estrutura de conservação que relaciona cerca de 7% da sua área como protegida, entre as Unidades de Conservação do estado, 39 são áreas de proteção ambiental (APAS) (estaduais e municipais), que consistem em áreas de uso sustentável, objetivando o equilíbrio entre a conservação da natureza e o uso de seus recursos (CBPM, 2008).

2.3 FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA)

Registros fósseis de hifas e esporos fúngicos que datam do Ordoviciano, há aproximadamente 460 milhões de anos atrás, período em que as primeiras plantas ocuparam o ambiente terrestre, assemelham-se aos atuais propágulos de FMA (REDECKER; KODNER; GRAHAM, 2000). Durante a transição do ambiente aquático para o terrestre, os vegetais enfrentaram dois grandes problemas: a desidratação e escassez de nutrientes dos substratos, provavelmente o estabelecimento de relações mutualísticas favoreceram a colonização do ambiente terrestre pelas plantas (PIROZYNSKI; MALLOCH, 1975 *apud* WILKINSON, 2001).

A simbiose micorrízica arbuscular é caracterizada pela transferência de nutrientes do solo para a planta, que por sua vez fornece carboidratos para o fungo (SMITH; READ, 2008). A troca entre os simbioses ocorre através do arbúsculo, estrutura característica deste grupo de fungos.

Os FMA (Filo Glomeromycota) são organismos biotróficos obrigatórios, a necessidade do estabelecimento da associação para o fungo completar o seu ciclo de vida revela a dependência destes fungos à planta hospedeira, característica observada em simbioses extremamente evoluídas (DE SOUZA; SILVA; BERBARA, 2008; SCHÜBLER et al., 2001). Os FMA podem se associar a mais de 200.000 espécies vegetais, o que faz desta simbiose mutualística a mais comum encontrada na natureza, sendo rara a condição da ausência da micorriza arbuscular em ambientes terrestres (JEFFRIES et al., 2003; KIVLIN; HAWKES; TRESEDER, 2011).

A micorriza arbuscular é predominante nos trópicos e pode ser formada com espécies de Briófitas, Pteridófitas, Gimnospermas e Angiospermas (SMITH; READ, 2008). A predominância nos trópicos é relacionada à deficiência dos solos tropicais por um nutriente mineral determinante na formação da associação, o P, o qual quando está em baixa concentração favorece a ocorrência plena da associação, entretanto no caso de altos

níveis desse elemento no solo, a simbiose pode ser reduzida (LAMBAIS; RAMOS, 2010; STÜRMER; SIQUEIRA, 2008).

A associação micorrízica arbuscular é fundamental para a produtividade e diversidade dos ecossistemas naturais, uma vez que os FMA influenciam a composição da comunidade vegetal, sendo essenciais na definição de nichos ecológicos (VAN DER HEIJDEN et al., 1998). Além dos benefícios diretos proporcionados aos vegetais, os FMA participam de processos ecológicos importantes: ciclagem de nutrientes (entrada de carbono através da decomposição das hifas), redução da lixiviação de elementos minerais, estoque de C no solo pela produção da glomalina (glicoproteína específica dos FMA), sendo importantes para a manutenção da estrutura do solo e estabilização dos seus agregados (RILLIG; MUMEY, 2006; VAN DER HEIJDEN; BARDGETT; VAN STRAALEN, 2008).

O efeito direto da micorrização, observado no crescimento vegetal, deve-se a ação das hifas extrarradiculares que elevam a captação, absorção e translocação de nutrientes e água, pois exploram um maior volume de solo através de uma rede micelial formada além da zona rizosférica (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). A associação garante ainda uma série de serviços ecossistêmicos: proteção contra patógenos radiculares (SIKES, 2010), tolerância à salinidade (YANO-MELO; SAGGIN JÚNIOR; MAIA, 2003), tolerância à seca (AUGÉ, 2001), maior produtividade agrícola (GIANNINAZI et al., 2010), manutenção da saúde e fertilidade do solo (JEFFRIES et al., 2003), auxílio na recuperação de ecossistemas desertificados, entre outros. Pelo papel desempenhado, os FMA são considerados um grupo chave da microbiota edáfica (GIANNINAZI et al., 2010).

Estudos sobre a diversidade destes fungos são importantes para os ecossistemas naturais, pois as espécies variam no seu potencial em promover o crescimento vegetal e auxiliar a planta na adaptação a fatores bióticos e abióticos, dessa forma, a composição e dinâmica das populações de FMA tem um forte impacto sobre a estrutura e a diversidade das comunidades de plantas associadas (JEFFRIES et al., 2003). A variação nos benefícios promovidos pelos FMA pode estar relacionada a uma ligação preferencial entre os simbiontes, pois embora não haja especificidade, tem sido observada uma compatibilidade entre os envolvidos na simbiose (POUYU-ROJAS; SIQUEIRA; SANTOS, 2006).

Os FMA são influenciados pela vegetação, uma vez que já foram comprovadas variações na comunidade de FMA relacionadas aos hospedeiros vegetais (LOVELOCK; ANDERSEN; MORTON, 2003). A variação espacial pode influenciar a estrutura da comunidade vegetal, que conseqüentemente afeta a variabilidade de FMA (KIVLIN;

HAWKES; TRESEDER, 2011). Além da vegetação, os fatores abióticos também influenciam as comunidades desses fungos.

O conhecimento da composição das comunidades de FMA é essencial para a compreensão das suas funções nos ecossistemas, o que tem motivado a identificação dos táxons presentes em áreas naturais (RODRIGUEZ-ECHEVERRÍA; FREITAS, 2006). A partir de levantamentos sobre as comunidades destes fungos será possível entender a distribuição das espécies de FMA, sendo válida a comparação com estudos desenvolvidos com metodologias similares e em condições semelhantes (BRUNDRETT; ASHWATHE, 2013).

Alguns métodos são comumente utilizados para o levantamento dos FMA presentes em determinados ambientes. Dentre os mais utilizados podemos citar: quantificação de propágulos produzidos pelos FMA (número de esporos e colonização micorrízica) e avaliação do potencial infectivo dos propágulos. A utilização conjunta destas técnicas fornece informações complementares sobre a atividade micorrízica no solo (SOUZA; GUERRA, 1998).

Os FMA podem colonizar as raízes a partir de três tipos de propágulos: esporos, fragmentos de raízes colonizadas e hifas extrarradiculares, contudo, nem todas as espécies são igualmente capazes de colonizar raízes com todos estes propágulos (BRUNDRETT; ABBOTT; JASPER, 1999; SMITH; READ, 2008). A partir de uma série de interações morfológicas, genéticas e funcionais entre os simbiontes ocorre a colonização do sistema radicular, primeiramente há a penetração de hifas no córtex das células vegetais, para então haver a formação dos arbúsculos, com posterior desenvolvimento de vesículas (no interior das raízes) ou células auxiliares (formadas pelo micélio extrarradicular). Essas últimas estruturas são destinadas ao armazenamento de substância de reserva para o microsimbionte, como resultado de uma colonização bem sucedida há a produção de glomerosporos (denominação que os esporos dos FMA recebem), que constituem a principal estrutura de resistência e propagação dos FMA (DE SOUZA et al., 2010; GOTO; MAIA, 2006; STÜRMER; SIQUEIRA, 2008).

A obtenção de informações sobre a biologia e ecologia dos FMA é limitada por dificuldades tanto na identificação como na quantificação destes fungos em solos e raízes, uma vez que a taxonomia do grupo é baseada em caracteres morfológicos dos esporos, formados ao fim de um ciclo de vida que depende de um hospedeiro vegetal vivo. 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 (RODRIGUEZ-ECHEVERRÍA; FREITAS, 2006; TREJO-AGUILAR et al., 2013).

Uma alternativa para recuperação de espécies que não estavam esporulando no momento da amostragem é a utilização de bioensaios como a cultura armadilha (BRUNDRETT; ASHWATHE, 2013). Os métodos de cultivo muitas vezes permitem a recuperação de esporos saudáveis, auxiliando na identificação de espécies e fornecendo informações confiáveis para estudos taxonômicos (BRUNDRETT et al., 1991; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Os FMA compreendem cerca de 270 espécies que constituem um grupo monofilético classificado no filo Glomeromycota, o qual possui três classes: Glomeromycetes, Archaeosporomycetes e Paraglomeromycetes, com cinco ordens, 15 famílias e 38 gêneros (BŁASZKOWSKI; CHWAT, 2013; BŁASZKOWSKI; CHWAT; GOTO, 2014; GOTO et al., 2012; OEHL et al., 2011; OEHL et al., 2014; SCHÜBLER et al., 2001; <http://glomeromycota.wix.com/lbmicorizas>) (Tabela 1).

Tabela 1. Classificação atual do Filo Glomeromycota

Classes (3)	Ordens (5)	Famílias (15)	Gêneros (38)
Archaeosporomycetes	Archaeosporales	Ambisporaceae	<i>Ambispora</i>
			<i>Archaeospora</i>
		Archaeosporaceae	<i>Intraspora</i>
			<i>Palaeospora</i>
		Geosiphonaceae*	<i>Geosiphon</i> *
Paraglomeromycetes	Paraglomerales	Paraglomeraceae	<i>Paraglomus</i>
		Acaulosporaceae	<i>Acaulospora</i>
			<i>Kuklospora</i>
	Diversisporales	Pacisporaceae	<i>Pacispora</i>
		Sacculosporaceae	<i>Sacculospora</i>
			<i>Corymbiglomus</i>
			<i>Diversispora</i>
		Diversisporaceae	<i>Otospora</i>
			<i>Redeckera</i>
			<i>Tricispora</i>
Glomeromycetes	Glomerales		<i>Dominikia</i>
			<i>Funneliformes</i>
			<i>Glomus</i>
		Glomeraceae	<i>Kamiesnkia</i>
			<i>Rhizoglomus</i>
			<i>Sclerocystis</i>
			<i>Septoglomus</i>
			<i>Simiglomus</i>

Tabela 1 (continua) Classificação atual do Filo Glomeromycota

Classes (3)	Ordens (5)	Famílias (15)	Gêneros (38)
Glomeromycetes	Glomerales	Entrophosporaceae	<i>Albahypha</i>
			<i>Claroideoglomus</i>
			<i>Entrophospora</i>
			<i>Viscospora</i>
		Racocetraceae	<i>Cetraspora</i>
	Gigasporales	Dentiscutataceae	<i>Racocetra</i>
			<i>Dentiscutata</i>
		<i>Fuscutata</i>	
		<i>Quatunica</i>	
		Intraornatosporaceae	<i>Intraornatospora</i>
Gigasporaceae	<i>Paradentiscutata</i>		
	<i>Gigaspora</i>		
	<i>Bulbospora</i>		
Scutellosporaceae	<i>Orbispora</i>		
	<i>Scutellospora</i>		

*Não é fungo micorrízico arbuscular, porém faz parte do Filo Glomeromycota.

Fonte: (Błaszowski; Chwat; Goto, 2014; Błaszowski; Chwat, 2013; Goto et al., 2012; Oehl et al., 2011; Oehl et al., 2014; <http://glomeromycota.wix.com/lbmicorrizas#!cpia/c12i7>).

Esses organismos estão amplamente distribuídos nos ecossistemas terrestres, presentes em florestas tropicais e temperadas, desertos e dunas (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Portanto, entender quais os fatores que determinam a distribuição destes fungos é fundamental, pois apesar da estreita inter-relação dos FMA com as comunidades vegetais, ainda não está claro o que rege a diversidade dos mesmos nem a sua distribuição espacial (FITZSIMONS; MILLER; JASTROW, 2008).

O limitado conhecimento da ecologia de populações das espécies de FMA pode restringir a medição da composição da comunidade de fungos (BEVER et al., 2001). Desse modo, a utilização de medidas ecológicas como os índices de diversidade, constitui uma alternativa para a compreensão do comportamento das comunidades e caracterização de padrões nas populações destes fungos dentro de um ecossistema (CAPRONI et al., 2003). Estes índices reúnem dois componentes essenciais: riqueza e equitabilidade. Entre os mais utilizados para expressar a diversidade estão: os índices de Shannon e Margalef (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009). Outro índice importante para a avaliação das comunidades é o de dominância de Simpson, que expressa o grau de abundância das espécies mais comuns; a equitabilidade de Pielou é uma forma de medir a uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies (MELO, 2008).

A utilização destas medidas (conjuntamente) fornece informações complementares da contribuição relativa de cada espécie, já que cada índice considera os diversos aspectos da estrutura da comunidade: se a espécie é rara ou comum, o grau de abundância das espécies mais comuns, igualdade da distribuição das espécies, medindo a proporção da diversidade (RICKLEFS, 2010).

Além da aplicação destas medidas, é possível através de análises que combinam parâmetros ambientais com dados da estrutura da comunidade biológica estudada, por meio de análises multivariadas, explorar a relação entre os componentes bióticos e abióticos.

Em vista do papel relevante desempenhado pelos FMA para os processos ecossistêmicos, a caracterização desses fungos em áreas naturais é importante para gerar subsídios para a conservação das mesmas (FITZSIMONS; MILLER; JASTROW, 2008; TURRINI et al., 2010). Em áreas de dunas, que são habitats sujeitos a uma série de distúrbios naturais, como baixa disponibilidade hídrica, alta luminosidade, exposição ao vento, salinidade do solo, spray' de sal do mar e deficiência de nutrientes, torna-se ainda mais importante a preservação desses fungos e conseqüentemente a manutenção da simbiose micorrízica (EMERY; RUDGERS, 2010; KOSKE et al., 2004).

Vários estudos sobre a taxonomia e ecologia dos FMA foram realizados em áreas de dunas no Japão (ABE; KATSUYA, 1995), na Índia (BEENA et al., 2000), na Itália (GIOVANNETTI, 1985; TURRINI et al., 2010), na Espanha (CAMPRUBÍ; CALVET, 2010; ESTRADA et al., 2013), no México (CORKIDI; RINCÓN, 1997), na Argentina (MOHADEB, 1985; 1986), em Portugal (RODRIGUEZ-ECHEVERRÍA et al., 2006), na Holanda (KOWALCHUK; DE SOUZA; VAN VEEN, 2002) e nos EUA (GEMMA; KOSKE, 1997; ROSE, 1988), entre outros. No Brasil, as pesquisas sobre os FMA em áreas de dunas marítimas se concentraram primeiramente no Sudeste (TRUFEM, 1995; TRUFEM; OTOMO; MALATINSZKY, 1989; TRUFEM; MALATINSZKY; OTOMO, 1994) e Sul do país (STÜRMER; BELLEI, 1994), mas somente em um estudo, realizado por Santos; Oliveira; Novais (1995) observou a presença destes fungos em dunas costeiras associadas a um ambiente lagunar na Bahia.

Atualmente diversos trabalhos sobre os FMA têm sido realizados em áreas de dunas marítimas no nordeste brasileiro (OLIVEIRA et al., 2009; SOUZA et al., 2010; 2012; 2013; SILVA et al., 2012), contudo, não há estudos dessa natureza em áreas de dunas fluviais no Brasil. Portanto, pesquisas sobre a diversidade destes fungos em outras áreas de

dunas marítimas e, sobretudo, fluviais fornecerão dados inéditos sobre vários aspectos das comunidades destes microrganismos nesses locais.

2.4 FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES (FMA) EM DUNAS E RESTINGAS

A simbiose micorrízica arbuscular é crucial para o sucesso do estabelecimento da vegetação em ambientes como o de dunas, uma vez que auxilia a planta a suportar as condições restritivas características destes ambientes, como a baixa disponibilidade de água e nutrientes (KOSKE et al., 2004). O maior aporte de nutrientes para as plantas acontece graças às hifas que compõem o micélio externo, já que funcionam como extensões das raízes. A vasta rede micelial tem importante papel na formação de agregados e estabilização do solo, seja pela produção da glomalina ou pela ação física do micélio, contribuindo ainda para a retenção de água no microhabitat edáfico (BEDINI et al., 2009; RILLING; MUMMEY, 2006). Estes benefícios estão condicionados a manutenção de uma conexão viável entre hospedeiro e fungo, tendo a colonização por FMA papel significativo nos processos de estabilização e reabilitação das dunas, pois participam ativamente do controle da erosão do solo (por meio da agregação de partículas) (AYTOK et al., 2011; DENNET et al., 2011).

A elevada taxa de colonização micorrízica observada em alguns estudos realizados em áreas de dunas costeiras revela que as plantas estabelecidas nestes locais são altamente dependentes destes fungos para o seu crescimento e sucesso ecológico (CARMONA-ESCALANTE et al., 2013; SANTOS; OLIVEIRA; NOVAIS, 1995). Ao analisar os efeitos da simbiose micorrízica arbuscular, Corkidi e Rincón (1997) verificaram a importância da colonização para aumento da biomassa em espécies de plantas distribuídas em diferentes estágios sucessionais em um sistema de dunas costeiras no México.

A nível mundial muitos estudos têm enfatizado a importância dos FMA em áreas de dunas, seja por meio da caracterização das comunidades de FMA em áreas naturais, ou quando relacionada especificamente a alguma espécie vegetal, na restauração de áreas degradadas, como também na manutenção de ambientes preservados, confirmando que estes fungos são indispensáveis na colonização do substrato pelas plantas, contribuindo consequentemente para o processo de estabilização da duna (GIOVANNETTI, 1985). Por exemplo, em áreas naturais de dunas costeiras na Índia, Beena et al. (2001) verificaram diferenças nas comunidades de FMA associadas a espécies vegetais presentes no local.

Por serem determinantes para o estabelecimento da vegetação no substrato, as populações de FMA são considerados vitais na sucessão vegetal (KOSKE; GEMMA, 1997). Ao investigarem a comunidade de FMA presente na vegetação de dunas em diferentes estágios de sucessão, Córdoba; Mendonça; Araújo, (2002) perceberam elevada diferença na composição de espécies e maior diversidade nas dunas na região de anteduna. Estes resultados sugerem que as espécies de FMA são ecologicamente distintas, sendo interessante caracterizar quais espécies colonizam primeiramente o ambiente, para um melhor aproveitamento deste potencial, como por exemplo, na inoculação de plantas utilizadas na revegetação e restauração de dunas (BEVER et al., 2001; SOUZA et al., 2012). As diferenças ecológicas contribuem para a manutenção da diversidade de FMA, medida principalmente pela separação e identificação dos esporos recuperados do solo. Desse modo é interessante conhecer quais fatores podem afetar a esporulação destes fungos (BEVER et al., 2001; CÓRDOBA; MENDONÇA; ARAÚJO, 2002).

Alguns padrões na produção de glomerosporos em dunas já são reconhecidos, na maioria dos estudos foi observado que há uma relação com a sazonalidade (RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA et al., 2008) e grau de estabilização do substrato (SYLVIA; WILL, 1988), contudo, ainda não foi observada ligação com a fenologia dos hospedeiros (TRUFEM et al., 1994).

Variações no padrão de distribuição espacial e temporal das comunidades de FMA podem ser compreendidas pela avaliação (acompanhamento) dos propágulos infectivos de FMA no solo (RAMOS-ZAPATA et al., 2011). Em estudo realizado por Córdoba et al. (2001) foi observado que, ao longo de um gradiente de estabilização de dunas, o número de propágulos seguiu o aumento no número de glomerosporos, sugerindo que estas estruturas são os colonizadores iniciais do ambiente. Gemma e Koske (1997) observaram aumento na riqueza, população de esporos e potencial do inóculo com o estágio de sucessão. Também a medida do potencial de inóculo em estudos ecológicos fornece informações importantes sobre a atividade da comunidade de FMA (STÜRMER; STÜRMER; PASQUALINI, 2013).

Considerando que as áreas de dunas estão submetidas naturalmente a condições estressantes, perturbações antrópicas nestes ambientes podem causar a perda de propágulos de FMA, resultando em uma diminuição na capacidade das plantas em absorverem nutrientes, o que pode ameaçar a estabilidade do ecossistema (EMERY; RUDGERS, 2010; JEFFRIES et al., 2003). Quando a vegetação de uma área é destruída, a população de propágulos viáveis de FMA declina continuamente já que o desenvolvimento da

comunidade de FMA está intimamente ligado a mudanças da vegetação acima do solo (GEMMA; KOSKE, 1997). Uma perturbação na comunidade de FMA, provavelmente tem efeitos significativos de longo alcance para a futura identidade e funcionalidade da comunidade desses fungos (JOHNSON, 2011).

Alguns estudos, realizados no Nordeste brasileiro, já observaram a importância dos FMA para o reestabelecimento da vegetação em áreas de dunas, Souza et al. (2010; 2012) avaliaram a recuperação da vegetação com mudas de espécies nativas de plantas e concluíram que a inoculação das plantas com os FMA (nativos ou introduzidos) constitui uma boa alternativa para a restauração destes ambientes. Em estudo posterior, Souza et al. (2013) puderam comprovar que o processo de revegetação favoreceu a introdução de novas espécies de FMA, sendo determinante para a restauração das comunidades desses fungos e consolidação da vegetação implantada.

Observando estas pesquisas percebe-se a importância da simbiose micorrízica arbuscular não só para o reestabelecimento da vegetação nas restingas, como também para a aplicabilidade do conhecimento da diversidade dos FMA. Ainda no Nordeste do Brasil, Silva et al. (2012) verificaram a diversidade de FMA em áreas de dunas naturais e revegetadas, esses autores ressaltam a importância dos estudos ecológicos com base na taxonomia clássica, pois a diversidade morfológica pode refletir o papel funcional dos FMA nestes ambientes. Oliveira et al. (2009) ressaltaram a importância dos FMA para a estruturação e funcionamento das comunidades, enfatizando a importância desta associação principalmente para as áreas tropicais, onde os solos apresentam predominantemente baixa fertilidade.

No Sudeste brasileiro, a maioria das pesquisas realizadas em áreas de dunas e restingas marítimas caracterizou a diversidade de FMA associados a espécies de plantas nativas nas dunas onde ocorriam. Com estes trabalhos foi possível obter informações sobre a condição micorrízica destas plantas, como por exemplo, observar a variação dessa condição ao longo das estações do ano, fornecendo também informações sobre a riqueza de espécies desses fungos, nestes locais, com o registro de 25 espécies de FMA na Ilha do Cardoso (TRUFEM; OTOMO; MALATINSZKY, 1989; TRUFEM; MALATINSZKY; OTOMO, 1994). No sul do país os estudos se concentram principalmente em gradientes de estabilização de dunas, considerando a variação sazonal (CORDAZZO; STÜRMER, 2007; CÓRDOBA et al., 2001; CÓRDOBA; MENDONÇA; ARAÚJO, 2002).

Por outro lado, inúmeros trabalhos em ambientes de dunas foram realizados em outros países, Abe e Katsuya (1995) investigaram quais fatores determinavam a elevada

abundância de esporos de formação glomoide, utilizando o mesmo hospedeiro vegetal em dunas separadas geograficamente. A conclusão dos autores foi que possivelmente a especificidade entre os FMA e a espécie vegetal foi determinante, contudo não descartaram a influência de fatores abióticos, como pH ou salinidade, na alta produção de esporos glomoides nas dunas estudadas no Japão.

O predomínio de espécies do gênero *Glomus* tem sido observado em muitas áreas de dunas na Polônia (BŁASZKOWSKI; TADYCH; MADEJ, 2002), na Itália (TURRINI et al., 2010), na Espanha (ESTRADA et al., 2013), inclusive no Brasil (SOUZA et al., 2013). Já em áreas de dunas nos EUA houve o predomínio de espécies com esporos de formação do tipo gigasporoide (BERGEN; KOSKE, 1984; ROSE, 1988), o que também foi observado em dunas no sul do Brasil (CORDAZZO; STÜRMER, 2007). As comunidades de FMA diferem em composição de espécies, assim comparar a diversidade entre localidades geograficamente distantes, mas ecologicamente similares representa uma forma de demonstrar a influência de fatores regionais na composição das espécies fúngicas (STÜRMER; SIQUEIRA, 2008).

Ao estudar a comunidade de FMA em dunas insulares, Koske e Gemma (1996) observaram que embora as áreas estivessem separadas geograficamente (por cerca de 500 km), a comunidade de FMA nas duas Ilhas (Hawai e Kauai) foi semelhante. Estes autores atribuem isso a vegetação costeira que é igual nas duas localidades e a que as plantas que colonizam estas dunas estão bem adaptadas à dispersão de longa distância, resultando numa flora e comunidade de FMA relativamente uniforme nestes locais. Kawahara e Ezawa (2013) reforçam esta conclusão, ao observarem similaridade na composição da comunidade de espécies de FMA em áreas de dunas localizadas no Japão quando comparadas a dunas na Dinamarca (BŁASZKOWSKI; CZERNIAWSKA, 2011). Estes autores sugerem que a composição das comunidades de FMA é semelhante entre os mesmos tipos de habitats, portanto examinar áreas de dunas costeiras geograficamente distantes para testar a ligação entre as comunidades de FMA e os tipos de habitats, é importante em vista não só das propriedades químicas e físicas do solo, mas também da comunidade de plantas.

As pesquisas citadas anteriormente detalharam aspectos das comunidades de FMA em diversas áreas de dunas marítimas localizadas em regiões costeiras, os estudos deste tipo em áreas com dunas formadas em locais com influência lacustre, lagunar e fluvial são em número bem menor, alguns dos trabalhos que verificaram características das comunidades de FMA nestas áreas também objetivaram esclarecer o papel dos FMA nestes

ambientes. Sikes; Maherali; Klironomos, (2014) ao verificarem o efeito das comunidades micorrízicas na sucessão primária em duna lacustre nos EUA, observaram que os FMA presentes no solo em sucessão tardia produziam mais arbúsculos e hifas no solo, mas que o desempenho deles não dependem diretamente da sequência de sucessão da comunidade vegetal. Aytok et al. (2013) observaram padrões de colonização e produção de propágulos de FMA em vegetação de dunas naturais e pós-cultivo na região costeira do delta do rio Seyhan na Turquia, estes autores verificaram menores taxas de colonização em dunas de areia não perturbadas, destacando que o grau de estabilização da duna pode afetar a abundância de glomerosporos.

Em dunas lacustres nos EUA, Emery e Rudgers (2013) relataram que a remoção de uma espécie invasora (*Gypsophila paniculata*) não afetou as comunidades de FMA. Emery e Rudgers (2012) verificaram o efeito dos FMA provenientes do solo de dunas lacustres em interações competitivas entre duas espécies vegetais e constataram que não houve efeito direto ou indireto dos FMA sobre o crescimento da espécie invasora (*Centaurea stoebe*). Em outro estudo, os mesmos autores também registraram os impactos de mudanças na temperatura sobre a manutenção da simbiose micorrízica, observando que temperaturas mais elevadas aumentaram a produção de hifas extrarradiculares (EMERY; RUDGERS, 2013).

As pesquisas citadas anteriormente reforçam a importância da realização de estudos sobre as comunidades de FMA também em áreas sob influência fluvial e lagunar, sendo necessário o aumento no número de pesquisas que objetivem identificar as comunidades de FMA presente nesses tipos de dunas. Assim, o presente trabalho objetivou comparar as comunidades de FMA presentes em duas áreas de dunas fluviais com as comunidades de FMA presentes em duas áreas de dunas marítimas, determinando quais os fatores responsáveis pela distribuição das espécies desses fungos. As áreas de estudo fazem parte de unidades de conservação e foram selecionadas por apresentarem vegetação nativa e constituírem ambientes preservados.

Estudos das comunidades de FMA sob vegetação nativa em áreas preservadas podem fornecer dados sobre a biologia e a ecologia desses organismos em áreas naturais, oferecendo subsídios para a gestão sustentável desses habitats (CAMPRUBÍ; CALVET, 2010; TRUFEM; MALATINSZKY; OTOMO, 1994). Pelo desempenho na promoção do desenvolvimento de plantas nas dunas, os FMA são considerados componentes cruciais desses ambientes. Portanto, pesquisas devem se concentrar em caracterizar a estrutura e diversidade da comunidade destes fungos em ambientes naturais, sobretudo em áreas

protegidas, contribuindo para o aumento da conscientização da importância de conservar esses locais e manter os simbiontes micorrízicos em seus habitats naturais para que continuem beneficiando seus hospedeiros e, assim, garantindo a manutenção do equilíbrio dos ambientes terrestres (MONTAÑO et al., 2012; TURRINI et al., 2010).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREAS DE ESTUDO

Os locais de estudo foram selecionados em quatro áreas de proteção ambiental (APA) no estado da Bahia situado na região Nordeste do Brasil, duas delas correspondem a áreas de dunas marítimas (APA Litoral Norte do estado da Bahia e APA das Lagoas e Dunas do Abaeté) e as outras duas a áreas de dunas fluviais (APA Dunas e Veredas do Baixo - Médio São Francisco e APA Lagoa de Itaparica) conforme apresenta a figura 1.

Figura 1 - Áreas de estudo localizadas em unidades de conservação da Bahia: marítimas: Abaeté (A), Norte (B), e fluviais: Veredas (C) e Itaparica (D).



Fonte: Assis, D. M. A., 2014.

a) **Abaeté** - situada a nordeste do município de Salvador e com uma área de aproximadamente 1.800 ha, a APA Lagoas e Dunas do Abaeté caracteriza-se pela presença

de dunas semimóveis e fixas, com vegetação herbácea, arbustiva e arbórea (COSTA; COSTA; RAMALHO, 2006). Esta APA constitui o último remanescente de sistemas de dunas, lagoas e restingas ainda conservadas da capital baiana (SEMA, 2013). O local de coleta está situado a 1,3 km do mar, a vegetação possui tipos herbáceos, arbustivos e arbóreos, com predomínio de espécies pertencentes a algumas famílias como podemos observar na tabela 2.

b) Norte - a APA Litoral Norte do estado da Bahia possui uma área de 142.000 ha que se estende por 142 km, (SEMA, 2013). Localizada no município de Mata de São João, a uma distância de 1 km do mar, está situada a área Norte. Neste local a composição vegetal apresenta plantas de porte herbáceo, arbustivo e arbóreo, prevalecendo os táxons de determinadas famílias conforme a tabela 2 (ALMEIDA JÚNIOR et al., 2013).

Tabela 2 - Espécies de plantas em dunas fluviais e marítimas no estado da Bahia, Nordeste do Brasil.

Espécies de plantas	Fluviais		Marítimas	
	Itaparica ^a	Veredas ^b	Abaeté ^c	Norte ^d
Amaranthaceae				
<i>Blutaparon portulacoides</i> (A.St.-Hil.) Mears				X
Anacardiaceae				
<i>Anacardium occidentale</i> L.			X	X
Areaceae				
<i>Copernicia prunifera</i> Miller.	X			
Asteraceae				
<i>Argyrovernonia harleyi</i> (H. Rob) MacLeish	X			
Bignoniaceae				
<i>Clytostoma convolvuloides</i> Bureau & K.Schum.	X			
Bromeliaceae				
<i>Aechmea itapoana</i> Morawetz & Morawetz			X	
<i>Hohenbergia littoralis</i> L.B.Smith			X	
Cactaceae				
<i>Pilosocereus gounellei</i> (Weber) Byles & Rowley		X		
<i>Pilosocereus tuberculatus</i> (Werderm.) Byles & Rowley		X		
Clusiaceae				
<i>Kielmeyera reticulata</i> Saddi			X	
Compositae				
<i>Blainvillea rhomboidea</i> Cass.			X	
Convolvulaceae				
<i>Ipomoea pes-caprae</i> (L.) R.Br.				X
<i>Ipomoea stolonifera</i> J.F.Gmel.				X
<i>Ipomoea asarifolia</i> (Desv.) Roem. & Schult.		X		
Curcubitaceae				
<i>Apodanthera succulenta</i> C.Jeffrey	X			

Tabela 2 (continua) Espécies de plantas em dunas fluviais e marítimas no estado da Bahia, Nordeste do Brasil.

Espécies de plantas	Fluviais		Marítimas	
	Itaparica ^a	Veredas ^b	Abaeté ^c	Norte ^d
Cyperaceae				
<i>Cyperus lanceolatus</i> Poir.			X	
<i>Killinga brevifolia</i> Rottb.			X	
<i>Remirea maritima</i> Aubl.			X	X
Euphorbiaceae				
<i>Chamaesyce alsinifolia</i> (Boiss.)		X		
<i>Chamaesyce hyssopifolia</i> (L.) Small				X
<i>Croton sonderianus</i> Muell. Arg.		X		
Fabaceae				
<i>Geoffraea spinosa</i> Jacq.	X			
<i>Mimosa xiquexiquensis</i> Barneby		X		
Lamiaceae				
<i>Marsypianthes chamaedrys</i> Kuntze				X
Leguminosae				
<i>Bauhinia pentandra</i> (Bong.) Vogel ex Steud.		X		
Poaceae				
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth			X	
<i>Cynodon dactylon</i> L.			X	
<i>Digitaria insularis</i> Mez ex Ekman			X	
<i>Panicum racemosum</i> Spreng.				X
<i>Sporobolus virginicus</i> (L.) Kunth				X
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze				X
Polygalaceae				
<i>Polygala cyparissias</i> <u>A.St.-Hil.</u> & <u>Moq.</u>			X	
Rubiaceae				
<i>Anisomeris spinosa</i> Presl.			X	
<i>Borreria verticillata</i> Griseb.			X	
Sapotaceae				
<i>Bumelia sartorum</i> Mart.	X			
Riqueza total	6	7	13	10

Fonte: Barreto et al., 1999^b; Britto et al., 1993^c; Britto ; Noblick, 1984^c; Dias ; Menezes, 2007^d; Jacomine, 1976^a; Rodarte; Silva; Viana, 2008^b.

c) **Veredas** - na margem esquerda do rio São Francisco e com uma área de aproximadamente 1.805.000 ha, está localizada a APA Dunas e Veredas do Baixo-Médio São Francisco (SEMA, 2013). O local de coleta da área Veredas encontra-se no município de Barra, próximo ao povoado de Ibiraba, situado a uma distância de 1,5 km do rio São Francisco. A vegetação de caatinga aberta é pouco densa, com presença de estrato arbóreo arbustivo, ocorrendo em manchas compostas por cactáceas e bromeliáceas (tabela 2) (BARRETO et al., 1999; RODARTE; SILVA; VIANA, 2008).

d) Itaparica - localizada no município de Xique-Xique a APA Lagoa de Itaparica compreende uma área de 78.450 ha, com uma cadeia de dunas fixas caracterizadas por solos de textura arenosa, o local de coleta está situado a 0,3 km da Lagoa de Itaparica, além da vegetação de caatinga há presença de uma Mata de carnaúba (tabela 2) (JACOMINE, 1976).

Tabela 3 - Localização geográfica e características meteorológicas das áreas de estudo.

Áreas	Localização geográfica	Temperatura média anual	Precipitação média anual	Clima
Dunas fluviais				
Itaparica	11°02'36.69"S - 42°47'39.59"W	25,5°C	562 mm	Semiárido
Veredas	10°47'18.60"S - 42°49'17.44"W	26,8°C	747 mm	Semiárido
Dunas Marítimas				
Abaeté	12°56'16.56"S - 38°20'49.57"W	25°C	2.000 mm	Tropical úmido
Norte	12°27'15.55"S - 37°56'19.05"W	24,6°C	1.680 mm	Tropical úmido

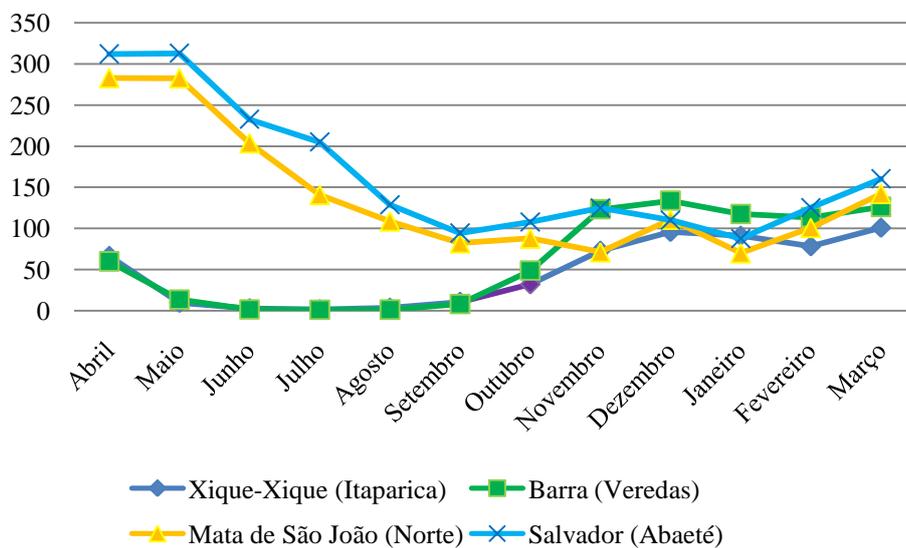
Fonte: Pigozzo; Viana; Silva, 2006; Almeida Jr. et al., 2013; Barreto et al., 1999; UFCG- Departamento de Ciências Atmosféricas, 2014.

3.2 COLETAS

As amostras de solo foram coletadas em setembro de 2013 e março de 2014, meses com precipitações variando entre os tipos de dunas (Figura 2). As amostras de solo foram coletadas em setembro de 2013 e março de 2014. Em cada área foram delimitadas oito parcelas (com dimensões de 5 × 20 m) com um espaçamento de 30 m entre elas, seguindo um transecto. Em cada parcela foi retirada uma amostra (cerca de 5 kg) (0-20 cm de profundidade) de solo e raízes (composta por 10 subamostras) na rizosfera das plantas, totalizando oito 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 (Tabela 3) e físicas (Tabela 4) o restante (550 g) foi usado para os experimentos e análises relativas aos FMA.

Figura 2 - Média pluviométrica anual (mm) dos municípios das áreas de dunas marítimas (Abaeté e Norte) e fluviais (Itaparica e Veredas) Bahia, entre meses de abril 2013 a março de 2014.



Fonte: UFCG- Departamento de Ciências Atmosféricas, 2014.

Tabela 4. Análise química e granulométrica do solo nas áreas de dunas fluviais Itaparica (I) e Veredas (V) e marítimas Abaeté (A) e Norte (N), nos dois tempos de amostragem: primeira (1) e segunda (2) coleta.

Atributos	Fluviais				Marítimas				
	Itaparica		Veredas		Abaeté		Norte		
	1	2	1	2	1	2	1	2	
Fe	19,00Bb	50,70Aa	47,90Aa	18,50Bb	7,20Ac	3,70Bc	6,60Ac	3,70Ac	
Cu	0,54Aa	0,09Ba	0,36Aa	0,13Aa	1,81Aa	0,52Aa	0,59Aa	0,22Aa	
Zn	1,22Aa	0,62Aab	0,36Ab	0,90Aa	0,65Aab	0,52Bab	0,31Ab	0,26Ab	
Mn	12,00Aa	2,10Bb	2,30Bb	7,70Aa	2,20Ab	2,40Ab	1,60Ab	1,80Ab	
P	9,00Aa	5,90Aa	4,40Bb	9,00Aa	1,50Ac	1,50Ab	1,30Ac	1,30Ab	
pH	H ₂ O	5,50Bb	6,30Aa	5,90Aa	5,60Bb	5,60Ab	5,60Ab	5,60Ab	
K		23,40Aa	27,30Aa	19,50Aa	19,50Aa	3,90Bb	7,80Ab	7,80Ab	3,90Ab
Na		2,30Bb	9,20Aa	0,00Ab	2,30Ab	2,30Ba	4,60Aa	6,90Aa	4,60Aa
Al		3,60Aa	0,00Ba	0,90Aa	0,00Ba	0,90Aa	1,80Aa	1,80Aa	1,80Aa
Ca		202,00Aa	158,00Aa	174,00Aab	130,00Aab	78,00Ac	70,00Ab	98,00Abc	74,00Ab
Mg		43,76Ab	32,80Aa	57,13Aa	37,68Aa	32,82Ac	49,80Aa	42,55Ac	32,82Aa
CTC		2,60Aa	1,60Ba	1,80Aab	2,10Aa	1,00Bc	1,60Aa	1,50Ab	1,50Aa
MO	%	0,75Aa	0,14Bb	0,22Bb	0,68Aa	0,26Bb	0,54Aab	0,28Ab	0,24Ab

CTC: capacidade de troca de cátions; MO: matéria orgânica. Letras maiúsculas comparam os períodos na mesma área e as letras minúsculas comparam áreas na mesma coleta. Médias seguidas pelas mesmas letras em uma linha indicam diferenças não significativas ($P < 0,05$) entre as áreas pela ANOVA.

Tabela 5. Análise granulométrica do solo das áreas de dunas fluviais: Veredas e Itaparica e marítimas: Abaeté e Norte.

Áreas	Composição granulométrica (%)		
	Areia Grossa	Areia Fina	Argila
Dunas fluviais			
Itaparica	39,3c	59,0a	5,20a
Veredas	25,6d	71,4a	5,12ab
Dunas marítimas			
Abaeté	84,3a	36,0b	5,00c
Norte	61,1b	15,0c	5,10b

AG= areia grossa; AF= areia fina; A= argila. Médias seguidas de letra diferente na linha indicam diferenças significativas (*P <0,05) entre as áreas pela ANOVA.

3.3 ANÁLISES

3.3.1 Cultura armadilha

As culturas armadilha foram montadas com amostras de cada ponto de coleta, em vasos de plástico, 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 dois ciclos de quatro meses, com regas em dias alternados e adição quinzenal de solução nutritiva (Hoagland) sem redução de fósforo (HOAGLAND; ARNON, 1950). Ao fim de cada ciclo, uma alíquota (50g) do solo foi retirada de cada vaso para avaliação.

3.3.2 Avaliação da colonização radicular

Raízes finas foram selecionadas do solo coletado, lavadas com água, diafanizadas com KOH a 10% (25°C/24 h), e coradas com azul de Trypan (0,05%) (PHILLIPS; HAYMAN, 1970). A colonização micorrízica total foi estimada pelo método de McGonigle et al. (1990), sendo verificada a presença do tipo de estrutura micorrízica (arbúsculos, vesículas ou hifas).

3.3.3 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 , quantificados com o auxílio de estereomicroscópio (40 \times) e posteriormente separados por morfotipos, e montados em lâminas com polivinil lacto-glicerol (PVLG) e PVLG + reagente de Melzer (1:1 v/v) (BRUNDRETT; MELVILLE; PETERSON, 1994). Esporocarpos foram contados como uma unidade. Para calcular os índices de diversidade, foram contados todos os indivíduos, distribuídos por espécie. 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), além da consulta a descrições de espécies em publicações recentes.

3.3.4 Análises estatísticas e ecológicas

3.3.4.1 Análise estatística do solo

Uma análise de permutação baseada em MANOVA (PERMANOVA), utilizando distância Euclidiana, foi aplicada para testar se há diferença significativa do solo entre as áreas. Antes da análise, a matriz de solo foi normalizada pela coluna para eliminar diferenças entre as unidades das variáveis do solo.

3.3.4.2 Análises das espécies, composição da comunidade e propágulos de FMA

Para análise das comunidades de FMA foram determinados os índices de diversidade de espécies de Shannon e Margalef, de equitabilidade de Pielou e de dominância de Simpson. Para cálculo dos índices de diversidade, foram contados todos os indivíduos (esporos e esporocarpos), distribuídos por espécie do solo coletado do campo. O índice de diversidade de Shannon (H') foi calculado com base na seguinte equação: $H' = -\sum (P_i \ln [P_i])$, where $P_i = n_i/N$, n_i = número de indivíduos na espécie i , e N = número total de indivíduos (esporos) em todas espécies (SHANNON; WEAVER, 1949). O índice de Margalef foi calculado de acordo com a equação: $d = S-1/\text{Log}(N)$, S é o número de

espécies, N é o número total de esporos na amostra (MARGALEF, 1958). A equitabilidade das espécies foi determinada pela equação $(E) = H'/H'_{max}$, onde H' é o Índice de Shanon-Wiener e H'_{max} é dado pela seguinte expressão: $H'_{max} = \log s$ (s = número total de espécies) (PIELOU, 1975). O índice de dominância de Simpson (C) foi calculado pela equação $C = \sum (n_i (n_i - 1) / N(N - 1))$. 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 esporos de cada espécie por período e área também foi calculada, sendo definida como a razão entre o número de esporos de uma determinada espécie pelo número total de esporos por área. A frequência de ocorrência (FO) das espécies foi 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 quando teve FO <10% (ZHANG et al., 2004). As espécies foram classificadas como generalistas (ocorrência em todas as áreas), intermediárias (presentes em duas ou mais áreas) e exclusivas (presentes em apenas uma área) (STÜRMER; SIQUEIRA, 2011).

Uma análise de variância (ANOVA) foi aplicada para testar a variância nos atributos químicos do solo entre as coletas e áreas, para os atributos físicos foi aplicada uma ANOVA apenas entre as áreas. As médias foram comparadas coletas pelo teste de Tukey. Uma PERMANOVA, baseada na distância de Bray-Curtis, foi aplicada para testar se as comunidades de FMA diferiram entre as áreas. A análise de correspondência canônica (CCA) foi utilizada para explorar se existe uma relação significativa entre a composição da comunidade de FMA e os fatores abióticos relacionados aos parâmetros do solo (Fe, Cu, Zn, Mn, P, pH, K, Na, Al, Ca, Mg, CTC, M.O. (matéria orgânica), areia grossa, areia fina e argila). Para estas análises as espécies raras foram retiradas.

Foi realizada a análise de espécie indicadora, uma combinação de abundância relativa e frequência relativa das espécies e a significância desses valores foi determinada pelo teste de Monte Carlo utilizando 9999 permutações (DUFRENE; LEGENDRE, 1997). As espécies foram consideradas indicadoras quando apresentaram $P < 0,05$ e valores de indicação maior ou igual a > 40 (KUBOSOVA et al., 2010; SARMENTO; SANTOS, 2012).

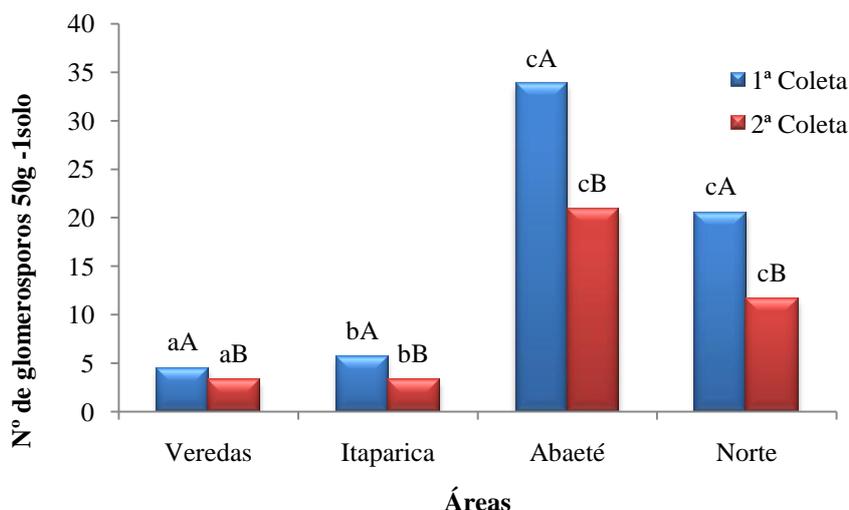
Para análise estatística dos dados foram considerados dois períodos de coleta, quatro áreas e oito repetições. Os dados de número de glomerosporos foram transformados em $\log(x+1)$, os dados de colonização e valores dos atributos físico químicos do solo foram transformados em $\log 10$, antes da análise de variância (ANOVA). Essas análises foram realizadas com auxílio dos programas ASSISTAT (SILVA; AZEVEDO, 2002) e BioEstat versão 5.0 (AYRES et al., 2007). As análises PERMANOVA, CCA e espécie indicadora foram realizadas com o auxílio do programa PC-ORD versão 6.0 (MCCUNE; MEFFORD, 2006). As curvas de acumulação de espécie foram realizadas com auxílio do programa PRIMER versão 6.0 (CLARKE; GORLEY, 2006). E os cálculos e as comparações dos índices de diversidade foram calculados utilizando o programa PAST versão 2.17 (HAMMER; HARPER, RIAN, 2001).

4 RESULTADOS

Os solos das quatro áreas de estudos são do tipo Neossolos Quartzarênicos, de acordo com a classificação brasileira (EMBRAPA, 1999). Com base na análise de variância foi possível observar houve diferenças significativas na maioria dos atributos químicos do solo, exceto para o Cu e Al (Tabela 4). O solo de todas as quatro áreas de estudo apresentou pH ácido (pH 5,5-6,3). Os níveis mais altos de fósforo e potássio foram detectados nos solos das áreas de dunas fluviais, enquanto o solo das áreas de dunas marítimas apresentou maiores teores de sódio e maior quantidade de areia grossa. Maior quantidade de argila foi detectada no solo da área Itaparica (duna fluvial).

O número de glomerosporos diferiu significativamente entre as coletas (Figura 3). Houve diferença significativa no número de glomerosporos entre as áreas de dunas marítimas quando comparadas entre si e ambas diferiram significativamente das áreas de dunas fluviais nas duas coletas. Em cada coleta não foi observada variação significativa no número de glomerosporos entre as áreas de dunas fluviais, sendo inclusive observado o mesmo número de glomerosporos na segunda coleta nestas áreas (3,25 glomerosporos 50 g solo⁻¹). Entretanto houve diferença significativa entre as coletas para as dunas marítimas. Os maiores valores de número de glomerosporos foram observados na área Abaeté 33,75 e 20,87 glomerosporos 50 g solo⁻¹ na primeira e segunda coleta, respectivamente, diferindo estatisticamente da outra área de duna marítima (Norte) onde foram observados 20,5 glomerosporos 50 g solo⁻¹ na primeira coleta e 11,6 na segunda.

Figura 3. Número de glomerosporos em áreas de dunas fluviais e marítimas da Bahia.



Barras seguidas da mesma letra maiúscula (coletas) e minúscula (áreas) não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em todas as áreas a colonização por arbúsculos não diferiu entre as coletas (Tabela 6). A colonização por hifas, vesículas e total diferiram entre as coletas e foram maiores na primeira. Em geral, a colonização micorrízica foi maior nas áreas de dunas marítimas, entretanto, diferenças significativas foram observadas somente em relação à área de Veredas (duna fluvial).

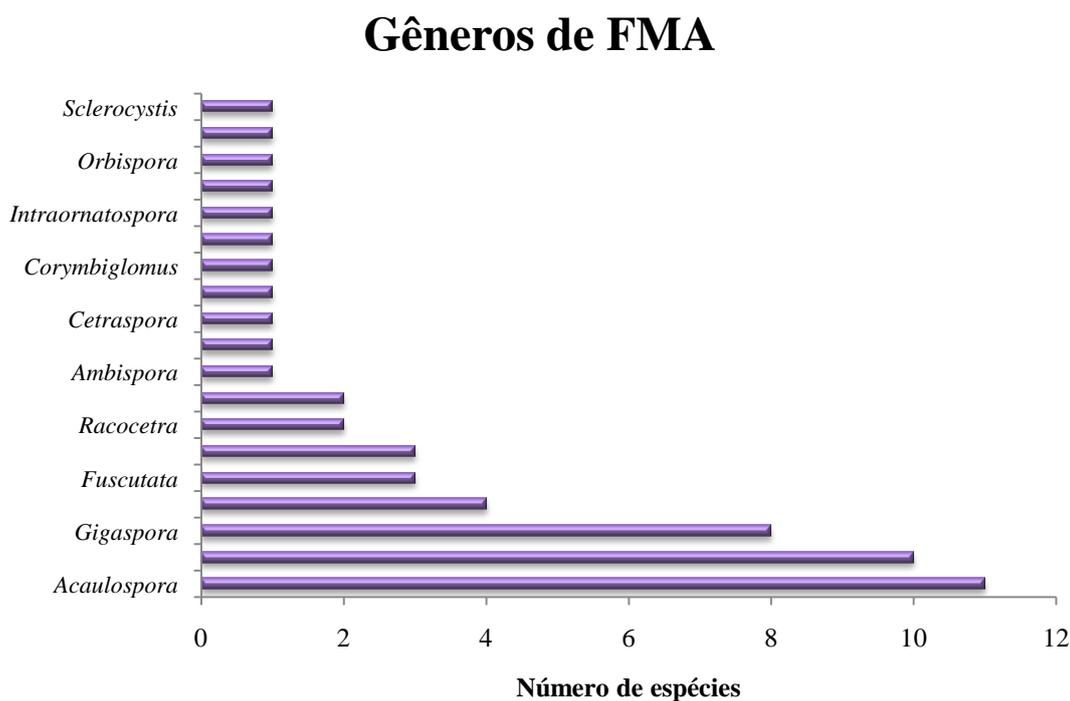
Tabela 6. Percentual de colonização radicular por arbúsculos, hifas, vesículas e total, em áreas de dunas fluviais (Itaparica e Veredas) e marítimas (Abaeté e Norte) da Bahia nas duas coletas.

	Arbúsculos		Hifas		Vesículas		Total	
	1 ^a	2 ^a						
Dunas fluviais	1 ^a	2 ^a						
Itaparica	0,0 a A	0,1 a A	39,0 a A	20,2 b B	4,8 a A	1,9 ab B	43,8 a A	22,2 ab B
Veredas	0,0 a A	0,0 a A	16,2 b A	6,3 c B	2,7 a A	0,5 b A	18,8 b A	6,8 b B
Dunas marítimas	1 ^a	2 ^a						
Abaeté	0,75 a A	0,14 a A	53,8 a A	35,1 a B	9,1 a A	6,0 a A	63,7 a A	41,3 a A
Norte	0,92 a A	1,23 a A	44,2 a A	27,0 ab B	7,9 a A	6,2 a A	53,0 a A	34,4 a A

Médias seguidas da mesma letra minúscula (entre as áreas de dunas na coluna) e maiúscula (nas coletas; nas linhas), não diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Ao todo foram registradas 54 espécies de FMA pertencentes a 19 gêneros distribuídos em dez famílias (Acaulosporaceae, Ambisporaceae, Dentiscutataceae, Diversisporaceae, Entrophosporaceae, Gigasporaceae, Glomeraceae, Intraornatosporaceae, Racocetraceae e Scutellosporaceae) (Tabela 7). Quinze táxons foram identificados apenas ao nível de gênero, pois não apresentavam características morfológicas suficientes para a determinação da espécie. Do total de espécies, 47 foram registradas na primeira coleta e 35 na segunda. O maior número de espécies identificadas pertence ao gênero *Acaulospora* (11), *Glomus* (dez), *Gigaspora* (oito), *Rhizoglomus* (quatro), *Fuscutata* e *Scutellospora* com três espécies cada, *Racocetra* e *Funneliformis* com duas espécies cada e os demais gêneros com apenas uma espécie (*Ambispora*, *Bulbospora*, *Cetraspora*, *Claroideoglomus*, *Corymbiglomus*, *Dominikia*, *Intraornatospora*, *Kuklospora*, *Orbispora*, *Paradentiscutata* e *Sclerocystis*) (Figura 4).

Figura 4. Gêneros (número de espécies) de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) registrados em áreas de dunas marítimas e fluviais da Bahia.

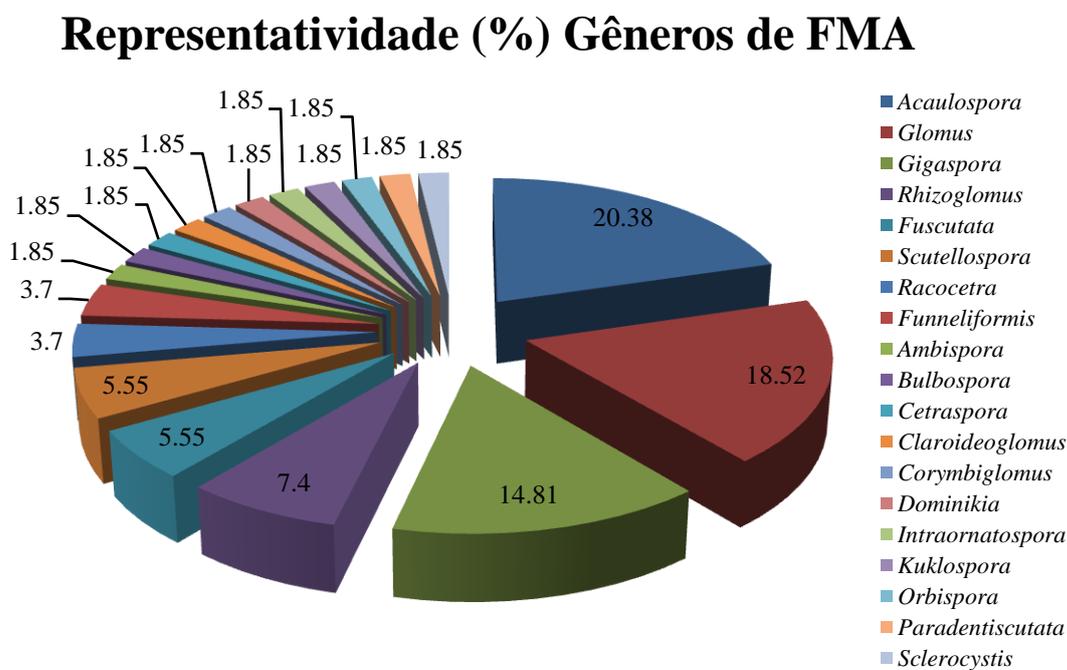


Desse modo, a representatividade dos gêneros correspondeu a: 20,38% (*Acaulospora*), 18,52% (*Glomus*), 14,81% (*Gigaspora*), 7,40% *Rhizoglomus*, *Fuscutata* e *Scutellospora* com 5,55% cada, *Racocetra* e *Funneliformis* com 3,7% cada e os demais

táxons com 1,85% (*Ambispora*, *Bulbospora*, *Cetraspora*, *Claroideoglopus*, *Corymbiglopus*, *Dominikia*, *Intraornatospora*, *Kuklospora*, *Orbispora*, *Paradentiscutata* e *Sclerocystis*) (Figura 5).

Na primeira coleta foi observada maior riqueza de espécies nas áreas Abaeté e Itaparica, com 20 espécies cada (Tabela 7). As áreas Norte e Veredas apresentaram 18 e 16 espécies respectivamente. Na segunda coleta as áreas que apresentaram maior riqueza de espécies foram as duas áreas de dunas marítimas: Abaeté com 17 espécies e Norte com 15, nesta coleta as áreas de dunas fluviais Veredas e Itaparica apresentaram 12 e 11 espécies respectivamente.

Figura 5. Representatividade (%) dos gêneros de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) registrados em áreas de dunas marítimas e fluviais da Bahia.



Apenas uma espécie, *Gigaspora margarita*, foi encontrada em todas as áreas e em todas as coletas. *Glomus macrocarpum*, foi encontrado em todas as áreas na primeira coleta. Na segunda, outras duas espécies também estavam presentes em todas as áreas estudadas, foram elas: *Claroideoglopus etunicatum* e *Glomus glomerulatum* (Tabela 7).

Tabela 7. (continua) Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em áreas de dunas fluviais Itaparica (I) e Veredas (V) e marítimas - Abaeté (A) e Norte (N), do estado da Bahia, na primeira (1) e segunda (2) coletas e nas culturas armadilhas (CA) com abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência* (FO) das espécies fungos micorrízicos arbusculares (FMA).

Espécies	I1		I2		V1		V2		A1		A2		N1		N2	
	AR (%)	FO														
Entrophosporaceae																
<i>Claroideoglosum etunicatum</i> (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler	-	-	3,7	C	10,82	MC	3,85	C	1,88	C	0,6	C	1,89	C	8,7	MC
Gigasporaceae																
<i>Gigaspora decipiens</i> R. Hall & L.K. Abbott	-	-	-	-	2,7	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gigaspora gigantea</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe	4,45	C	3,7	C	-	-	-	-	1,13	C	2,39	C	3,14	MC	4,35	C
<i>Gigaspora margarita</i> W.N. Becker & I.R. Hall	6,67	MC	14,82	MC	8,11	MC	7,69	C	1,13	C	13,17	D	6,29	D	13,04	MC
<i>Gigaspora ramisporophora</i> Spain, Sieverd. & N.C. Schenck	-	-	3,7	C	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63	C	-	-
<i>Gigaspora rosea</i> T.H. Nicolson & N.C. Schenck	2,22	C	-	-	-	-	-	-	1,5	C	-	-	-	-	-	-
<i>Gigaspora</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,2	C	0,63	C	2,17	MC
<i>Gigaspora</i> sp. 2	-	-	-	-	2,7	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gigaspora</i> sp. 3	2,22	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Glomeraceae																
<i>Dominikia aurea</i> (Oehl & Sieverd.) Błaszcz., Chwat, G.A. Silva & Oehl	-	-	-	-	2,7	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Funneliformis mosseae</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler	-	-	-	-	-	-	3,85	C	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Funneliformis halonatus</i> (S.L. Rose & Trappe) Oehl, G.A. Silva & Sieverd.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,26	C	9,78	C
<i>Glomus ambisporum</i> G.S. Sm. & N.C. Schenck	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,26	C
<i>Glomus brohultii</i> Sieverd. & R.A. Herrera	-	-	-	-	-	-	-	-	15,41	C	8,98	D	1,26	C	-	-
<i>Glomus glomerulatum</i> Sieverd.	-	-	14,82	C	10,82	MC	34,61	MC	19,55	MC	43,71	D	6,92	C	27,17	D
<i>Glomus macrocarpum</i> Tul. & C. Tul	3,14	MC	-	-	18,92	MC	3,85	C	15,41	MC	2,99	MC	10,06	MC	6,52	MC
<i>Glomus microcarpum</i> Tul. & C. Tul.	-	-	-	-	2,7	C	11,53	C	24,81	MC	10,78	D	7,55	D	3,26	C

Tabela 7. (continua) Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em áreas de dunas fluviais Itaparica (I) e Veredas (V) e marítimas - Abaeté (A) e Norte (N), do estado da Bahia, na primeira (1) e segunda (2) coletas e nas culturas armadilhas (CA) com abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência *(FO) das espécies fungos micorrízicos arbusculares (FMA).

Espécies	I1		I2		V1		V2		A1		A2		N1		N2	
	AR (%)	FO														
Glomeraceae																
<i>Glomus</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	10,15	MC	5,39	MC	-	-	-	-
<i>Glomus</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,2	C	-	-	-	-
<i>Glomus</i> sp. 3	-	-	-	-	-	-	-	-	0,75	C	-	-	-	-	-	-
<i>Glomus spinuliferum</i> Sieverd. & Oehl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63	C	-	-
<i>Glomus trufemii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1,13	C	1,2	C	-	-	-	-
<i>Rhizoglomus intraradices</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	-	-	-	-	8,11	MC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhizoglomus irregulare</i> Blaszk., Wubet, Renker & Buscot	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	C	-	-	-	-
<i>Rhizoglomus natalense</i> (Błaszk., Chwat & B.T. Goto) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	-	-	-	-	-	-	-	-	CA	-	-	-	CA	-	-	-
<i>Rhizoglomus</i> sp.	-	-	-	-	2,7	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sclerocystis sinuosa</i> R.T. Almeida & N.C. Schenck	-	-	-	-	2,7	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Intraornatosporaceae																
<i>Intraornatospora intraornata</i> (B.T. Goto & Oehl) B.T. Goto, Oehl & G.A. Silva	2,22	C	-	-	-	-	-	-	1,13	C	1,8	C	-	-	1,09	C
<i>Paradentiscutata maritima</i> B.T. Goto, D.K. Silva, Oehl & G.A. Silva	2,22	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Racocetraceae																
<i>Cetraspora</i> sp.	2,22	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Racocetra coralloidea</i> (Trappe, Gerd. & I. Ho) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	2,22	C	3,7	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Racocetra fulgida</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A.Souza & Sieverd.	4,45	C	22,22	MC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Scutellosporaceae																
<i>Bulbospora minima</i> Oehl, Marinho, B. T. Goto & G. A. Silva	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38	C	-	-	-	-	-	-
<i>Orbispora pernambucana</i> (Oehl, D.K.Silva, N. Freitas & L.C. Maia) Oehl, G.A. Silva & D.K. Silva	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8	MC	-	-	-	-

Tabela 7. (continua) Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em áreas de dunas fluviais Itaparica (I) e Veredas (V) e marítimas - Abaeté (A) e Norte (N), do estado da Bahia, na primeira (1) e segunda (2) coletas e nas culturas armadilhas (CA) com abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência *(FO) das espécies fungos micorrízicos arbusculares (FMA).

Espécies	I1		I2		V1		V2		A1		A2		N1		N2	
	AR (%)	FO														
Scutellosporaceae																
<i>Scutellospora aurigloba</i> (I.R. Hall) C. Walker & F.E. Sanders	2,22	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,09	C
<i>Scutellospora calospora</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & F.E. Sanders	-	-	3,7	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scutellospora</i> sp.	2,22	C	3,7	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	20		11		16		12		20		17		18		15	
Riqueza de espécies																

*Espécies classificadas quanto à frequência de ocorrência em: comum (C) FO $\geq 10\%$ e $\leq 30\%$, muito comum (MC) FO $\geq 31\%$ e $\leq 50\%$ e dominante (D) FO $\geq 50\%$.

As áreas Abaeté e Itaparica apresentaram maior riqueza (considerando as duas coletas) de espécies com 27 e 24 táxons respectivamente, seguidas pelas áreas Norte e Veredas, que apresentaram 23 e 19 espécies cada. *A. spinosa*, *F. halonatus*, *G. ambisporum* e *Glomus spinuliferum* foram exclusivas da área de duna marítima Norte; enquanto, *A. spinosissima*, *Kuklospora* sp., *Glomus trufemii*, *Glomus* sp. 1, *Glomus* sp. 2, *Glomus* sp. 3, *O. pernambucana*, *B. minima* e *R. irregulare* estavam presentes apenas na área de duna marítima Abaeté. As áreas de dunas fluviais apresentaram maiores números de espécies exclusivas. A área Veredas apresentou oito espécies exclusivas: *Fuscutata* sp., *G. decipiens*, *Gigaspora* sp. 2, *Corymbiglomus* sp., *Dominikia aurea*, *F. mosseae*, *R. intraradices*, e *S. sinuosa*. A área de duna fluvial Itaparica apresentou nove espécies exclusivas: *Acaulospora* sp. 3, *Cetraspora* sp., *Gigaspora* sp. 3, *R. coralloidea*, *R. fulgida*, *Scutellospora* sp., *P. martima*, *Rhizoglomus* sp. e *S. calospora*.

Algumas espécies foram comuns a duas áreas, entre os táxons encontrados concomitantemente nas dunas marítimas estão: *Acaulospora* sp. 1, *Gigaspora* sp. 1, *I. intraornata*, *G. brohultii* e *Rhizoglomus natalense* (Abaeté e Norte) (APÊNDICE). Alguns táxons comuns a duas áreas foram encontrados em dunas marítimas e fluviais: *S. aurigloba*, *Acaulospora* sp. 2, *G. ramisporophora* (Norte e Itaparica); *G. rosea* (Abaeté e Itaparica). Nenhuma espécie foi comum apenas às áreas de dunas fluviais, com as demais sendo encontradas em até três áreas. Com base nesta ocorrência cinco espécies foram consideradas generalistas (9,26%), 19 foram classificadas como intermediárias (35,19%) e 30 foram exclusivas a uma das áreas (55,55%). As comunidades de FMA das quatro áreas de estudo foram distintas quanto ao predomínio de gêneros. Na área Abaeté predominaram os gêneros *Glomus* (8) e *Acaulospora* (6), na Norte foi observado predomínio de espécies de *Acaulospora* (7) e *Glomus* (5). Na área de duna fluvial Veredas, *Glomus* (3), *Fuscutata* (3) e *Gigaspora* (3) apresentaram o maior número de espécies, e em Itaparica: *Acaulospora* (6) e *Gigaspora* (5). Houve variação na representatividade dos gêneros entre as coletas em todas as quatro áreas de estudo. Na primeira coleta espécies do gênero *Acaulospora*, *Glomus* e *Gigaspora* foram mais abundantes na área Norte, em Abaeté *Glomus* e *Acaulospora* corresponderam aos gêneros com maior número de espécies; em Veredas *Glomus* e *Gigaspora*, na área Itaparica *Acaulospora* e *Gigaspora* (Figura 6). Na segunda coleta *Glomus*, *Gigaspora* e *Acaulospora* apresentaram maior abundância de espécies na área Norte, na área Veredas *Glomus*, *Acaulospora* e *Fuscutata*; em Itaparica *Gigaspora*, *Racocetra* e *Scutellospora* (Figura 7). Na área Abaeté os gêneros *Glomus* e *Gigaspora* foram os mais representativos.

Figura 6. Abundância relativa de glomerosporos por gêneros de fungos micorrízicos arbusculares registrados nas áreas de dunas fluviais e marítimas da Bahia (I – Itaparica; V – veredas; A- Abaeté; N- Norte) na primeira coleta.

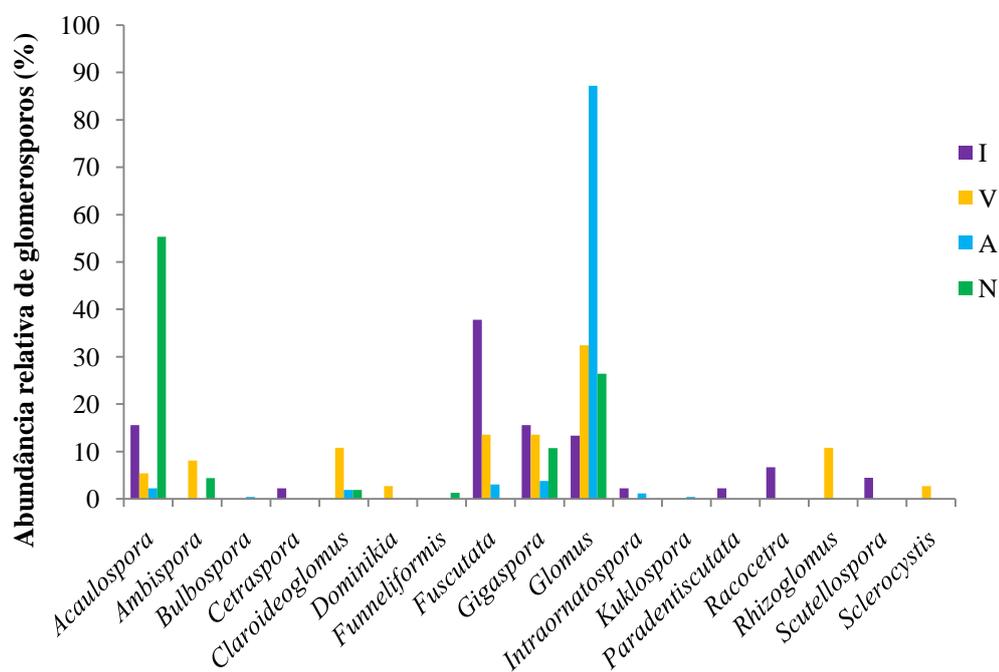
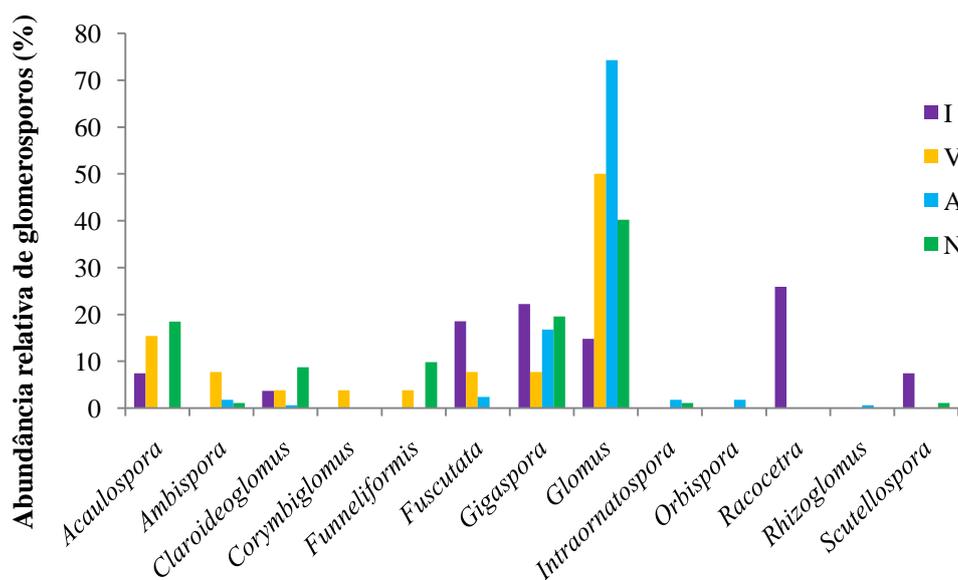


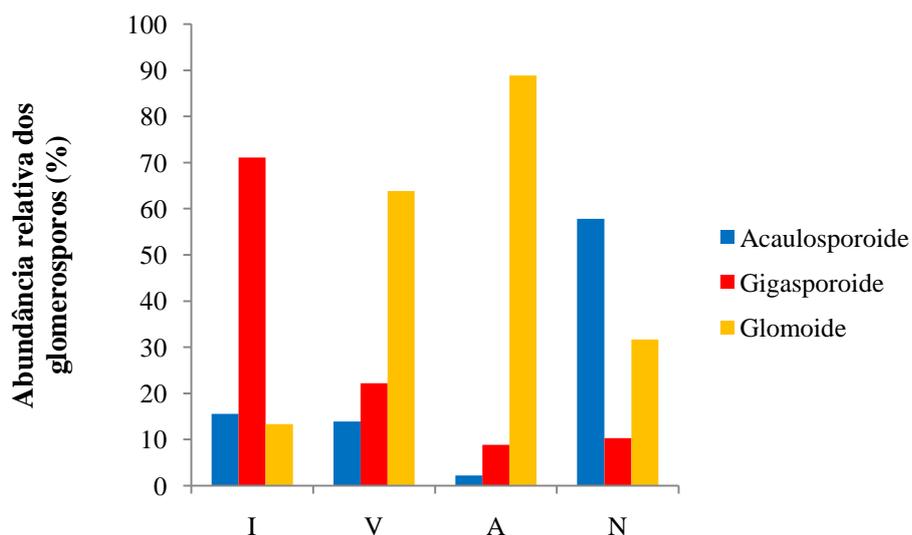
Figura 7. Abundância relativa de glomerosporos por gêneros de fungos micorrízicos arbusculares registrados nas áreas de dunas fluviais e marítimas da Bahia (I – Itaparica; V – veredas; A- Abaeté; N- Norte) na segunda coleta.



A abundância relativa das espécies variou entre as áreas estudadas (Tabela 7). As espécies mais abundantes na área Abaeté foram: *G. glomerulatum*, *G. microcarpum*, *G. brohultii*, *G. macrocarpum* e *Glomus* sp. 1. Na área Norte: *A. scrobiculata*, *G. glomerulatum*, *A. mellea*, *G. margarita*, *G. macrocarpum* e *G. microcarpum*. *Glomus glomerulatum*, *G. macrocarpum*, *A. mellea*, *G. margarita* e *C. etunicatum* foram mais abundantes na área Veredas e para a área de Itaparica: *F. heterogama*, *G. margarita*, *R. fulgida*, *G. glomerulatum*, *G. macrocarpum* e *A. mellea* apresentaram maior abundância. As outras espécies apresentaram em geral baixa abundância relativa (Tabela 7). *Gigaspora margarita* estava presente em todas as áreas e apresentou maior abundância na área Itaparica, já as espécies *G. glomerulatum* e *G. microcarpum* foram mais abundantes na área Abaeté, *C. etunicatum* foi mais abundante na área Veredas.

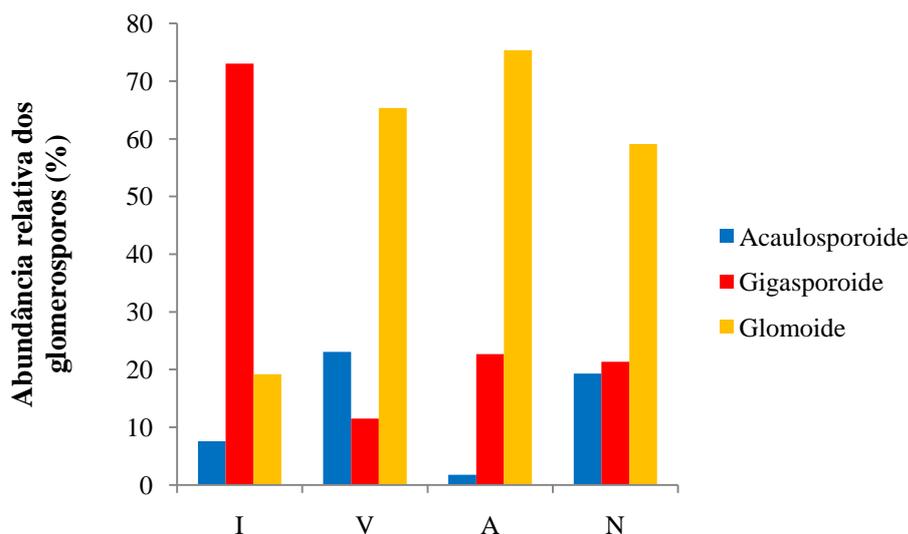
Considerando a abundância relativa dos glomerosporos pelo tipo de formação (glomóide *sensu lato*, acaulosporóide e gigasporóide *sensu lato*), na primeira coleta foi observada a predominância de espécies com esporos glomóides nas áreas Abaeté e Veredas, enquanto que o tipo acaulosporóide predominou na área Norte. Maior abundância de espécies com esporos de formação gigasporóide foi observada na área Itaparica (Figura 8).

Figura 8. Abundância relativa de glomerosporos distribuídos pelos tipos de formação de esporos de fungos micorrízicos arbusculares registrados nas áreas de dunas fluviais e marítimas da Bahia (I – Itaparica; V – veredas; A- Abaeté; N- Norte) na primeira coleta.



Na segunda coleta foi observada a predominância de espécies com esporos gigasporoides na área Itaparica. Nas demais áreas houve maior abundância de espécies com esporos de formação glomoide (Figura 9).

Figura 9. Abundância relativa de glomerosporos distribuídos pelos tipos de formação de esporos de fungos micorrízicos arbusculares registrados nas áreas de dunas fluviais e marítimas da Bahia (I – Itaparica; V – veredas; A- Abaeté; N- Norte) na segunda coleta.



Quanto à frequência de ocorrência a maioria das espécies foi considerada comum nas áreas de estudo. Alguns táxons foram dominantes em determinadas áreas. Na área Norte *A. scrobiculata*, em Itaparica *F. heterogama*, na área Abaeté *Glomus brohultii*. Para as duas áreas de dunas marítimas, *G. margarita*, *G. glomerulatum*, e *G. microcarpum* foram dominantes (ao menos em uma das coletas) (Tabela 7).

As culturas armadilhas permitiram o registro de espécies que não haviam sido identificadas nas amostras de campo em três das quatro áreas estudadas. Na área Abaeté foram recuperadas cinco espécies (*A. appendicula* - apenas para a 1ª coleta, *A. longula*, *A. mellea*, *A. scrobiculata* e *R. natalensis*) (Tabela 7) (APÊNDICE). Na área Norte duas espécies foram recuperadas (*A. spinosa* e *R. natalensis*) e em Itaparica foram encontradas *A. morrowiae* e *A. scrobiculata*.

Os maiores índices de diversidade de Shannon e Margalef foram observados na área de duna fluvial Itaparica, na outra área de duna fluvial (Veredas) foi observada uma maior equitabilidade. O índice de dominância de Simpson apresentou maior valor na área Abaeté (Tabela 8).

Tabela 8. Riqueza de espécies, índices de diversidade de Shannon e Margalef, equitabilidade de Pielou e dominância de Simpson em áreas de dunas fluviais (Veredas e Itaparica) e marítimas (Abaeté, Norte) do estado da Bahia.

Área	S*	N	d	J'	H'	C
Veredas	19	62	4,60	0,88	2,64	0,08
Itaparica	24	71	5,63	0,87	2,80	0,08
Abaeté	25	437	3,95	0,69	2,22	0,15
Norte	21	257	3,42	0,80	2,39	0,13

S= número de espécies; N = número total de indivíduos; H'= índice de Shannon; d= índice de Margalef; J'= equitabilidade de Pielou e C= dominância de Simpson.*Espécies identificadas apenas em amostras de campo.

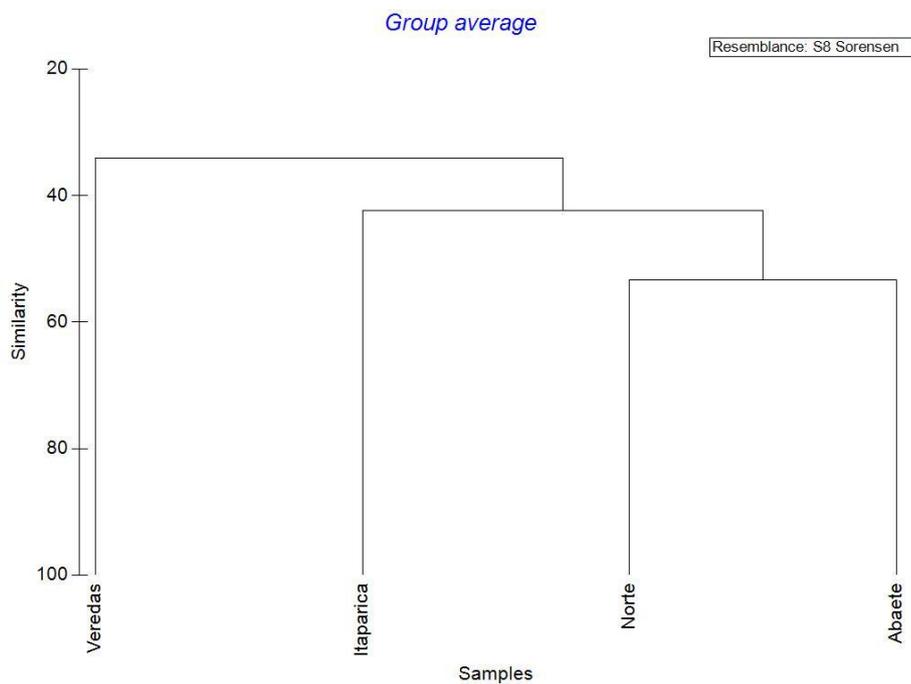
Neste estudo foi possível detectar espécies indicadoras em duas das quatro áreas estudadas (Tabela 9). *Fuscutata heterogama* e *R. fulgida* foram indicadoras da área de duna fluvial (Itaparica), enquanto na área de duna marítima (Abaeté) as espécies indicadoras foram *G. brohulti* e *Glomus* sp. 2.

Tabela 9. Espécies fungos micorrízicos arbusculares (FMA) com seus respectivos valores de indicação.

Espécie	Área	Valor de indicação (%)	p
<i>Fuscutata heterogama</i>	Itaparica	44,3	0,0004
<i>Glomus brohulti</i>	Abaeté	56,2	0,0001
<i>Glomus</i> sp. 2	Abaeté	68,8	0,0001
<i>Racocetra fulgida</i>	Itaparica	43,8	0,0002

Com base no índice de Sørensen as comunidades de FMA das dunas marítimas apresentaram cerca de 50% de similaridade entre elas (Norte e Abaeté), e foram cerca de 42% similares a área de Itaparica (duna fluvial). A área de duna fluvial das Veredas apresentou aproximadamente 35% de similaridade com as áreas de dunas marítimas e da duna fluvial de Itaparica (Figura 10).

Figura 10. Similaridade de espécies de FMA (baseada no índice de Sørensen) entre as áreas de dunas marítimas e fluviais estudadas (Abaeté, Norte, Itaparica e Veredas) na Bahia, Brasil.



A análise PERMANOVA mostrou que a composição da comunidade de FMA diferiu entre as áreas. Foram observadas diferenças na composição da comunidade entre os tipos de dunas (Figura 11) e entre as áreas (Figura 12), sendo possível observar diferença significativa ($F= 7,72$; $p<0,05$) entre as áreas marítimas e fluviais, pelas características do solo.

Figura 11. Análise de correspondência canônica com base na similaridade entre a comunidade de fungos micorrízicos arbusculares, correlacionada com atributos químicos e físicos do solo por tipo de área (fluvial e marítima).

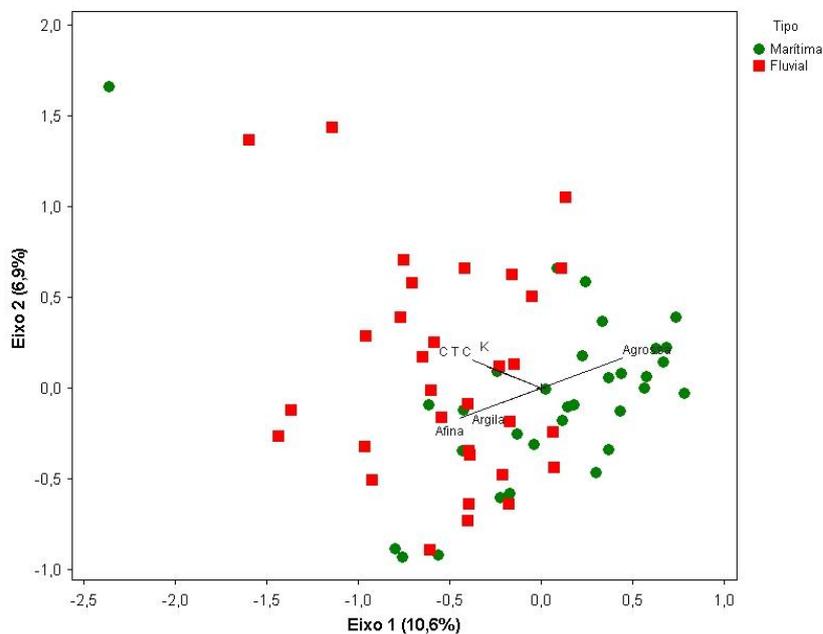
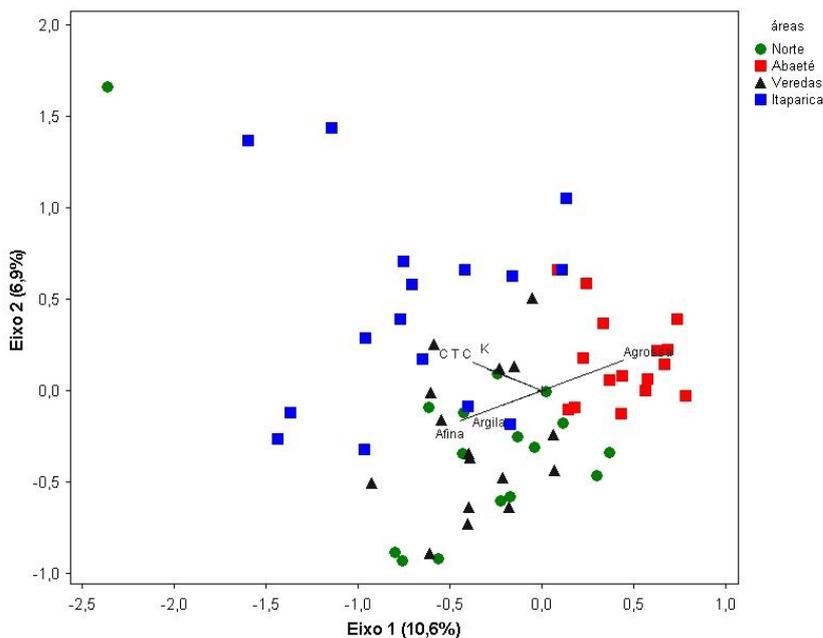


Figura 12. Análise de correspondência canônica com base na similaridade entre a comunidade de fungos micorrízicos arbusculares, correlacionada com atributos químicos e físicos do solo entre as quatro áreas (Abaeté, Norte, Veredas e Itaparica).

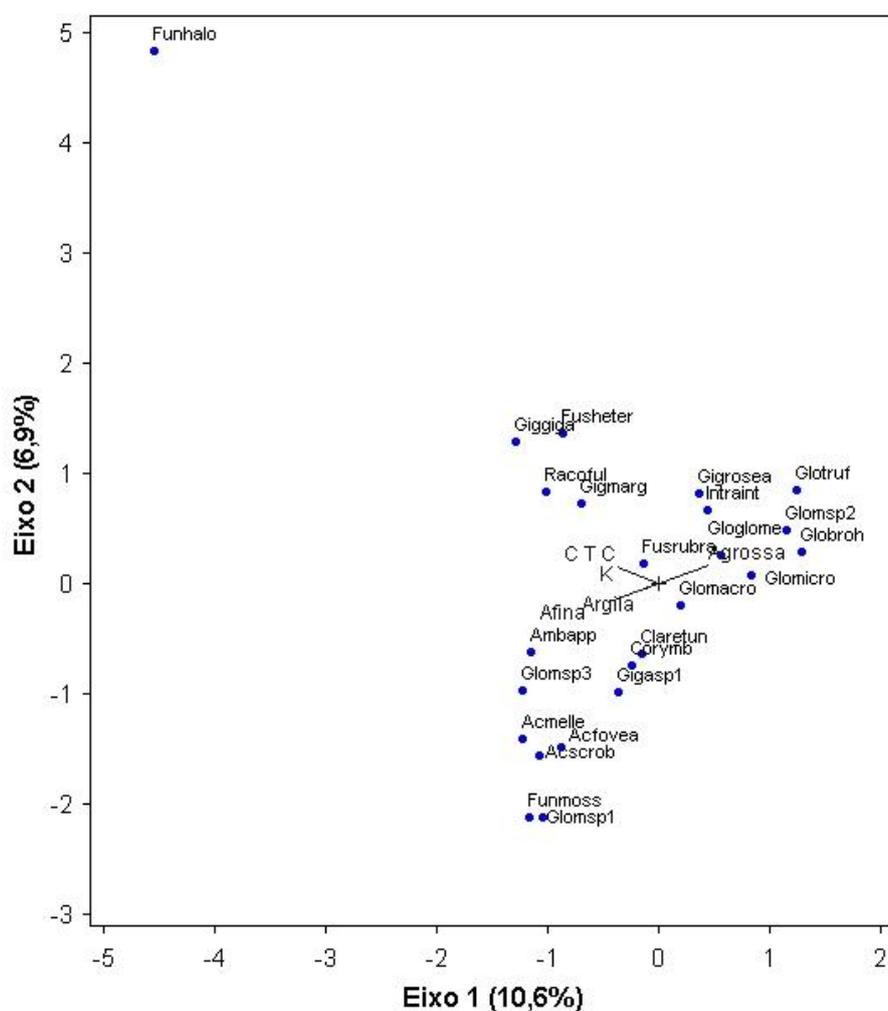


Os fatores edáficos que determinam as comunidades de FMA nas áreas estudadas foram: CTC, Potássio, Areia grossa, Areia fina e Argila (Figura 13). As espécies mais relacionadas com o atributo areia grossa foram: *G. microcarpum*, *G. glomerulatum*, *G. trufemmi*, *G. brohulti*, *G. sp.2*, *I. intraornata*, *G. rosea* e *F. rubra*.

As espécies *A. appendicula*, *A. mellea*, *A. foveata*, *A. scrobiculata*, *Gigaspora sp.1*, *C. etunicatum*, *Corymbiglomus sp.*, *Funneliformis mossae*, *Glomus sp. 1* e *Glomus sp.3* estavam mais relacionadas aos fatores físicos argila e areia.

Relacionadas com a CTC e potássio: *F. rubra*, *F. heterogama*, *R. fulgida*, *F. heterogama*, *G. margarita* e *G. gigantea*.

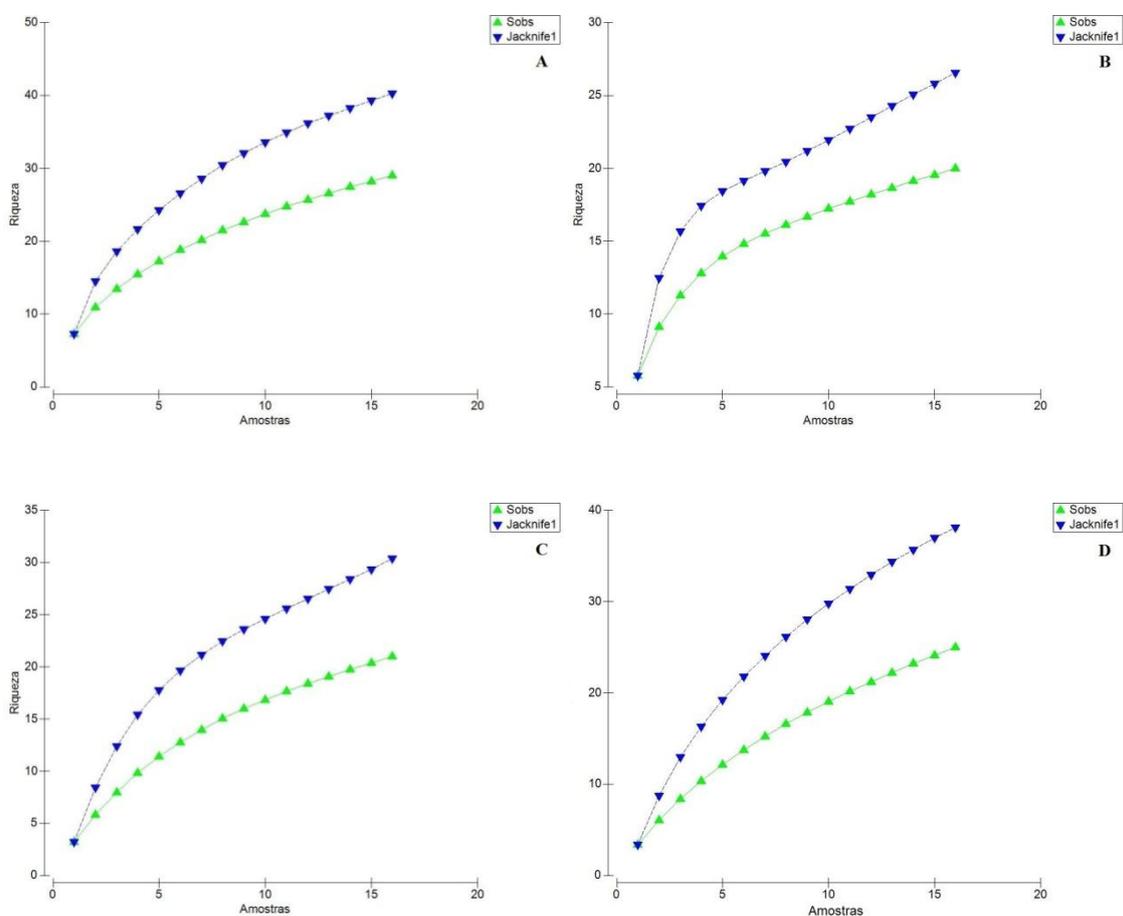
Figura 13. Análise de correspondência canônica correlacionando espécies com atributos químicos e físicos do solo.



Com base na análise PERMANOVA, também pode ser observada diferença significativa do solo entre as áreas ($p= 0,0002$), refletindo em diferenças na composição das espécies entre as áreas.

Com base no índice de riqueza de Jackknife primeira ordem (Jackknife 1), o número estimado de espécies foi de 40 para a área do Abaeté, 25 para a área Norte, 30 e 38 para as áreas de Veredas e Itaparica, respectivamente (Figura 14).

Figura 14. Curva de acumulação de espécies (Sobs) e estimativa de riqueza pelo índice Jackknife primeira ordem (Jackknife 1), nas áreas de dunas marítimas Abaeté (A) e Norte (B) e fluviais Veredas (C) e Itaparica (D), na Bahia.



5 DISCUSSÃO

Foram registrados baixos valores no número de glomerosporos nas duas coletas em todas as áreas de estudo, esta é uma tendência comum nos ambientes de dunas, geralmente no solo destes locais os esporos recuperados do campo estão em baixo número (CAMPRUBÍ; CALVET, 2010). A variação significativa no número de glomerosporos observada entre as áreas de dunas marítimas foi inesperada, uma vez que elas são semelhantes, mas pode ser explicada por diferenças no padrão de esporulação das espécies de FMA presentes no solo, sendo recuperados apenas os táxons esporulantes na rizosfera no momento da amostragem (GEMMA; KOSKE; CARREIRO, 1989). Variações na produção destas estruturas podem estar relacionadas também a sazonalidade, nível de nutrientes no solo e espécies de plantas associadas (SYLVIA; WILL, 1988). O número de glomerosporos observado nas áreas de dunas marítimas (Figura 3) foi semelhante ao obtido por Stürmer et al. (2013) em dunas marítimas de Santa Catarina, os quais registraram variação no número de glomerosporos de 14,4 a 15,9 50g solo⁻¹.

Segundo Giovannetti (1985), há dificuldade em comparar resultados de densidade de esporos em áreas naturais, sem se distinguir um efeito sazonal relacionado com a fase de desenvolvimento do hospedeiro ou pelas condições meteorológicas e ambientais. Esta situação foi observada para estas áreas no presente estudo, pois entre as épocas de coleta não foi possível contemplar estações distintas nas áreas de dunas marítimas.

A diferença significativa no número de glomerosporos observada entre as áreas de dunas marítimas e fluviais pode estar relacionada à vegetação distinta entre os dois tipos de dunas, uma vez que as dunas fluviais estão inseridas nos domínios da Caatinga e as áreas de dunas marítimas fazem parte do bioma Mata Atlântica. A densidade de glomerosporos nestas áreas do semiárido é em geral bem menor quando comparadas as áreas de Floresta Atlântica (MAIA et al., 2010; ZANGARO; MOREIRA, 2010). Em áreas de dunas lacustres em sucessão vegetal nos EUA, Emery et al. (2013) observaram uma abundância de cerca de 150 esporos/ 50 mL de solo, um número muito maior do que o observado para as áreas de dunas fluviais do presente estudo, que apresentaram valores extremamente baixos (variando de 3,25 a 5,62 esporos em 50g solo⁻¹), diferindo significativamente entre as coletas, mas não entre as áreas, com maior número de esporos no período de menor precipitação. Em geral a estação seca é referida como a de maior densidade destes propágulos no solo, o que também pode ser observado em campos de dunas no deserto da Namíbia (JACOBSON, 1997) e em dunas no deserto do Paquistão (KHAN, 1974).

As hifas responderam pelo maior percentual de colonização nas duas coletas em todas as quatro áreas, semelhante ao observado por Rodríguez-Echeverría et al. (2008) em áreas de dunas na Europa. Segundo Yang; Chen; Li (2008) as hifas compõe a principal estrutura de colonização dos FMA e estão amplamente distribuídas nas raízes das plantas. A porcentagem de colonização arbuscular foi semelhante à observada por Oliveira et al. (2009), que relataram uma variação de 1,11 a 1,88 em áreas de dunas marítimas. Embora sejam estruturas efêmeras, que podem não ser visualizadas em amostras de campo, já que são perdidos dentro de pouco tempo (cerca de 4-15 dias), a presença de arbúsculos foi detectada em raízes nas duas coletas em áreas de dunas marítimas. A presença desta estrutura em amostras de campo sugere que ocorre uma transferência constante de nutrientes minerais do fungo para o hospedeiro (DENNET et al., 2011), indicando que a simbiose está ativa. A ausência (quase total) de arbúsculos nas áreas de dunas fluviais pode ter ocorrido por degradação ou indicar menor troca de substâncias entre a planta e fungo.

Em áreas de dunas na Europa, Rodríguez-Echeverría et al. (2008) observaram colonização vesicular na rizosfera de *Ammophila arenaria* variando de 3 a 18% e inferiram que um um baixo percentual de vesículas estaria indicando, possivelmente, menor aquisição de novos recursos e aumentando a utilização dos carboidratos armazenados. Os valores observados no presente estudo estão dentro deste intervalo, não ultrapassando 10% e são inferiores a 5% nas áreas de dunas fluviais, onde não foram observados arbúsculos.

Durante a segunda coleta foi observada a diminuição da colonização por hifas e vesículas em todas as áreas, o que pode estar relacionado a mudanças na demanda de fósforo pela planta e aos níveis de umidade do solo (para as áreas de dunas fluviais) (Figura 2), havendo variação no volume de trocas (TITUS et al., 2002). Em dunas costeiras na Venezuela a baixa intensidade de colonização micorrízica (%) foi atribuída a constante perturbação produzida pelo vento nestes ambientes (ALÁRCON; CUENCA, 2005), é possível que fatores relacionados ao vento também sejam responsáveis pela redução na taxa de colonização observada nas áreas de estudo, embora esse parâmetro não tenha sido aferido.

O grande número de espécies identificadas apenas em nível de gênero (15) deve-se a dificuldade de identificação exata dos esporos extraídos das amostras de campo, pois muitos destes estavam degradados. Dentre os 54 táxons identificados, *Rhizoglomus irregulare* constitui o primeiro registro desta espécie para o Brasil, ampliando a riqueza de táxons de FMA para o país. Pode-se afirmar que neste estudo foi observada elevada

riqueza de espécies, em comparação com os dados obtidos em outras áreas de dunas e restingas no Brasil (SANTOS; OLIVEIRA; NOVAIS, 1995; SILVA et al., 2012; SOUZA et al., 2013; STÜRMER; BELLEI, 1994; STÜRMER et al., 2013; TRUFEM, 1995; TRUFEM et al., 1989, 1994) que registraram entre 5-47 espécies e em outros países: 16-31 espécies em dunas na Índia (BEENA et al., 2000; 2001; SELVARAJ; KIM, 2004) e 7- 23 em dunas na Espanha (CAMPRUBÍ; CALVET, 2010; ESTRADA et al., 2013).

Diferenças na riqueza de espécies e estrutura das comunidades de FMA estão relacionadas às características distintas das áreas, determinadas por processos diferentes nos ecossistemas, mas em geral maior número de espécies de FMA está associado a áreas com grande diversidade vegetal (AYTOK et al., 2013; ESTRADA et al., 2013).

A maioria dos táxons aqui registrados já foi relatada anteriormente em áreas de dunas no Brasil (SILVA, 2013; STÜRMER et al., 2010). Quatro espécies identificadas neste estudo ainda não haviam sido registradas em áreas de dunas no país, *Acaulospora spinosissima*, *Bulbospora minima*, *Rhizoglosum natalensis* (BŁASZKOWSKI; CHWAT; GOTO, 2014; MARINHO et al., 2014) e *Rhizoglosum irregulare*.

Glomus e *Acaulospora* apresentaram mais espécies e juntos corresponderam a quase 40% dos táxons registrados, esses gêneros são comumente referidos como os mais representativos em diversos ambientes, provavelmente por possuírem o maior número de espécies descritas, o que também favorece a maior recuperação de táxons.

As comunidades de FMA das quatro áreas de estudo foram diferentes quanto ao predomínio de gêneros. O predomínio de espécies de *Acaulospora* (7) e *Glomus* (6) na área Norte também foi observada por Silva et al. (2012) e Souza et al. (2013) em dunas marítimas no Nordeste brasileiro. A área Abaeté teve maior número de espécies pertencentes aos gêneros *Glomus* (7) e *Acaulospora* (6). A elevada ocorrência de membros do gênero *Glomus*, demonstra a boa adaptação destes fungos a diferentes condições ambientais (BŁASZKOWSKI; CZERNIAWSKA, 2011). O predomínio de espécies de *Glomus* é comumente observado em estudos realizados em ambientes de dunas marítimas (BŁASZKOWSKI; TADYCH; MADEJ, 2002; ESTRADA et al., 2013). A presença de espécies do gênero *Acaulospora* também tem sido frequentemente relatada em estudos realizados em áreas de dunas marítimas (KOSKE; GEMMA, 1997; TRUFEM et al., 1994), mas raramente como gênero predominante nas comunidades de FMA (BŁASZKOWSKI; CZERNIAWSKA, 2011), sendo inclusive ausentes em alguns destes (GIOVANNETTI, 1983).

Na área Veredas foi observado maior número de espécies no gênero *Glomus* (3) esse dado está em acordo com o observado por Kurtböke; Neller; Bellgard (2007) em áreas de dunas na Ilha de Fraser e por Beena et al. (2000) em dunas costeiras Índia. Entretanto a presença de espécies de *Fuscutata* (3) em grande número não foi observada nos estudos citados anteriormente. Na área de duna fluvial Itaparica o maior número de espécies foi relatado para os gêneros *Acaulospora* (6) e *Gigaspora* (5). A predominância diferenciada dos gêneros nas áreas de estudo reflete diferenças da abundância em relação ao tipo de formação de esporos. Esporos do tipo glomoide predominaram nas áreas Abaeté e Veredas, espécies de FMA com este tipo de esporos (principalmente espécies do gênero *Glomus*) são reconhecidamente mais abundantes em áreas de dunas marítimas no Brasil (SOUZA et al., 2013), EUA (SYLVIA; WILL, 1988) e Polônia (BŁASZKOWSKI, 1994).

A competição entre espécies pode ser um fator importante na determinação da abundância de esporos entre os táxons de FMA, em pontos onde há espécies com alta densidade ocorre diminuição de esporos de outros táxons (GEMMA; KOSKE; CARREIRO, 1989). Neste estudo esse fato pode ser observado, entre as 10 espécies mais abundantes nas quatro áreas de estudo, cinco pertenciam ao gênero *Glomus* e duas a *Acaulospora*. A maior abundância de espécies dos gêneros de famílias que formam esporos pequenos, como em Glomeraceae e Acaulosporaceae, pode estar relacionada a estratégia destes táxons, que investem em produção de grande número de esporos, que levam um tempo menor para serem formados (BRUNDRETT; ABBOTT; JASPER, 1999).

Os esporos de formação gigasporoide foram os mais abundantes na área Itaparica nas duas coletas, resultado que também foi registrado em dunas nos EUA (FRIESE; KOSKE, 1991; ROSE, 1988). Diferenças no predomínio de espécies podem refletir a função destes fungos em cada ambiente onde foram encontrados, pois as espécies de FMA diferem nas estratégias de colonização e produção de esporos (HART; READER, 2002). Espécies pertencentes à Gigasporales investem em maior produção de micélio extrarradicular, importante para a agregação do solo e aquisição de nutrientes, já espécies de Glomeraceae colonizam mais rapidamente as raízes das plantas, sendo importantes para o estabelecimento de plântulas e produtividade vegetal (HART; READER, 2002; VAN DER HEIJDEN; SCHEUBLIN, 2007).

A presença da espécie *G. margarita* em todas as áreas e amostras, indica que este táxon é de ocorrência generalizada nos ambientes de dunas estudados, como também observado por Silva et al. (2012). *Acaulospora scrobiculata* apresentou elevada abundância na área Norte e foi uma espécie dominante, este táxon também foi relatado por

e Stürmer e Bellei (1994) em área de dunas em Santa Catarina, apresentando alta abundância e frequência de ocorrência. Várias espécies de *Glomus* se apresentaram como as mais abundantes neste estudo. Estrada et al. (2013), trabalhando em área de duna costeira na Espanha, observaram que as maiores densidades foram apresentadas por espécies pertencentes a família Glomeraceae, possivelmente por estas espécies estarem mais adaptadas no ajuste padrão de esporulação em ambientes quentes e secos. Em estudo realizado anteriormente na área das dunas do Abaeté, Santos; Oliveira; Novais (1995) encontrou *Glomus microcarpum* como espécie mais frequente, o que também foi observado para esta área neste estudo. A maior frequência de ocorrência de táxons de *Glomus* pode ser explicada pela resistência de espécies deste gênero as altas temperaturas do solo, sendo estes táxons comumente relatados como dominante em áreas desérticas, que tem condições semelhantes a áreas de dunas (MATHUR et al., 2007; MOHAMMAD; HAMADT; MALKAWIT, 2003). A frequência de ocorrência fornece informações importantes sobre a distribuição das espécies, mostrando que determinada espécie de FMA é bem adaptada às condições do solo no local, sendo um dado relevante em estudos biogeográficos (STÜRMER; STÜRMER; PASQUALINI, 2013).

A maioria das espécies (5) recuperadas pela cultura armadilha pertence a *Acaulospora*, é possível que fatores relacionados ao desenvolvimento da fase intrarradicular do fungo estejam relacionados a multiplicação deste táxon, uma vez que já foi observado que a esporulação em algumas espécies deste gênero é iniciada após a colonização atingir um nível crítico, o que acontece ao fim do ciclo da cultura armadilha (GAZEY; ABBOTT; ROBSON, 1992). Comparando técnicas de amostragem, Bartz et al. (2008) observaram uma espécie de *Acaulospora* como a mais abundante em vasos de cultura armadilha (cerca de 80% do número total de esporos) e verificou acentuada competição desta espécie nesta condição de cultivo.

A presença da mesma espécie (*Rhizoglomus natalensis*) nas áreas de dunas marítimas constitui um registro importante, uma vez que este táxon foi originalmente descrito a partir de um ambiente com condições semelhantes (dunas formadas por influência marinha) (BŁASZKOWSKI; CHWAT; GOTO, 2014).

Algumas espécies foram observadas apenas ao fim do segundo ciclo de multiplicação da primeira coleta (*Acaulospora longula* e *Acaulospora mellea*) o que indica a importância da manutenção de um número maior de ciclos sucessivos para a identificação de maior número de espécies, como observado por Oehl et al. (2003). A ausência da maioria das espécies extraídas do solo de campo nos potes de cultivo pode

representar uma adaptação ao ambiente, uma vez que as condições de pote são diferentes das encontradas originalmente na natureza (TREJO-AGUILAR et al., 2013). Levando isso em consideração, entre os fatores que poderiam estar influenciando os FMA nos vasos de cultivo estão: o tipo de substrato utilizado, baixa viabilidade dos esporos, incompatibilidade com o hospedeiro, pressão seletiva devido as diferentes características do solo, umidade, luz e temperatura, permitindo apenas a sobrevivência das espécies capazes de lidar com estas condições, impedindo a propagação de outras espécies presentes no inóculo inicial (BŁASZKOWSKI; TADYCH; MADEJ, 2002; TURRINI et al., 2010), ou ainda pelo fato de algumas espécies não esporularem em condições controladas (LEE et al., 2013).

Os valores dos índices de diversidade de Shannon e Margalef (que consideram a riqueza de espécies) refletiram diferenças entre as áreas, com maior diversidade associada à área da duna fluvial Itaparica, que embora tenha o mesmo número de espécies da área Abaeté, apresentou maior regularidade na distribuição dos indivíduos.

A distribuição das espécies foi mais uniforme na área Veredas, demonstrando que nesta área as espécies ocorreram com abundância semelhante. Na área de duna marítima Abaeté o maior índice de Simpson, medida fortemente influenciada pela abundância das espécies mais comuns, indica que há dominância de poucas espécies na comunidade de FMA nesta área, que embora tenha apresentado a mesma riqueza de espécies da área com maiores índices de diversidade (Itaparica) apresentou menor índice de diversidade.

A análise de espécie indicadora é um índice que combina a abundância relativa e a frequência de ocorrência das espécies (DUFRENE; LEGENDRE, 1997). A detecção de espécies indicadoras nas áreas de estudo revela que as condições destes ambientes favorecem a esporulação e distribuição mais homogênea dessas espécies, portanto variações na abundância e frequência destes táxons podem refletir modificações nestes locais. As diferenças na análise de agrupamento refletem um menor número de espécies de FMA compartilhadas pelos ambientes estudados, isso pode ser justificada pelo grande número de espécies exclusivas registrados nesse estudo.

A CCA foi aplicada para entender quais fatores ambientais influenciam as comunidades de FMA nas áreas de estudo, os eixos 1 e 2 da CCA explicaram 17,5% da variância total. A diferença nos atributos físicos e químicos do solo entre as áreas de dunas marítimas e fluviais refletiram na composição das comunidades de FMA, e a diferença entre os tipos de dunas e entre as áreas pode ser determinada por fatores locais. No presente estudo, o solo de cada área foi considerado um influenciador destes fungos em

cada ambiente (escala local), afetando a estrutura da comunidade, mesmo em áreas que estão geograficamente próximas.

O esforço amostral permitiu acessar entre 62,5-80% dos táxons estimados para as áreas pelo índice de Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1). As curvas de acumulação de espécies não atingiram o ponto de estabilização, mas foi possível acessar 80% das espécies estimadas para a área Norte, 70% na área Veredas, 65% na de Itaparica e 62,5% para Abaeté. Considerando os resultados obtidos, possivelmente seria necessária a realização de mais coletas para acessar de modo mais completo a riqueza de FMA nessas áreas, pois a intensidade de amostragem está diretamente relacionada com a riqueza de espécies detectadas (WHITCOMB; STUTZ, 2007).

6 CONSIDERAÇÕES GERAIS

As áreas de dunas marítimas e fluviais estudadas apresentaram elevada riqueza de espécies de FMA. De maneira geral, houve predomínio de espécies dos gêneros *Acaulospora* e *Glomus*, contudo a estrutura das comunidades de FMA em cada área de duna marítima e fluvial é diferente, com o predomínio de gêneros distintos de FMA. Os atributos físico-químicos do solo (como o tamanho do grão de areia, a capacidade de troca de cátions e o elemento potássio) são fatores importantes para a estrutura da comunidade de FMA em áreas de dunas.

Os resultados reforçam a importância da preservação destas unidades de conservação, uma vez que foi observada alta diversidade e composição distinta das comunidades entre as áreas de dunas estudadas, revelando a importância da conservação e manutenção das diferentes áreas de dunas e dos ecossistemas de restingas da Bahia.

REFERÊNCIAS

ABE, J.P.; KATSUYA, K. Vesicular-Arbuscular mycorrhizal fungi in coastal dune plant communities. II. Spore formation of *Glomus* spp. Predominates under a patch of *Elymus molis*. **Mycoscience**, v. 36, p. 113-116, 1995.

ALARCÓN, C.; CUENCA, G. Arbuscular mycorrhizas in coastal sand dunes of the Paraguaná Península, Venezuela. **Mycorrhiza**, v. 16, p. 1-9, 2005.

ALMEIDA JR. E.B. et al. Structural characterization of the woody plants in restinga of Brazil. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 3, n. 3, p. 95-103, 2011.

ALMEIDA JUNIOR, M.V.C.A.; ANJOS, J.A.S.A.; SAMPAIO, F.J.; Mapeamento geológico da zona costeira limitada pela foz do rio Pojuca e a praia de Imbassaí, Mata de São João - Bahia. **Revista do Instituto de Geociências**, v. 13, n. 3, p. 4-50, 2013.

ALMEIDA, J.R.; SUGUIO, K. Potencialidade geoturística das dunas eólicas da Ilha Comprida - estado de São Paulo. **Geociências**, v. 31, n. 3, p. 473-484, 2012.

AUGÉ, R.M. Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. **Mycorrhiza**, v. 11, p. 3-42, 2001.

AYRES, M. et al. **BioEstat 5.0 – aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Sociedade Civil Mamirauá, Belém p. 364, 2007.

AYTOK, O. et al. Changes in mycorrhizal spore and root colonization of coastal dune vegetation of the Seyhan Delta in the postcultivation phase. **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, v. 37, p. 52-61, 2013.

BARCELOS, M.E.F. et al. Uma visão panorâmica sobre os solos das restingas e seu papel na definição de comunidades vegetais nas planícies costeiras do sudeste do Brasil. **Natureza online**, v. 10, p. 71-76, 2012.

BARRETO, A.M.F. et al. O campo de dunas inativas do médio Rio São Francisco, Bahia. In: Schobbenhaus, C.; Campos, D.A.; Queiroz, E.T.; Winge, M.; Berbert-Born, M. (Ed.) **Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil**. p. 223-231, 1999. (SITE: Disponível em: <<http://www.unb.br/ig/sigep/sitio056/sitio056.htm>> Acessado em: 15 de março de 2013.

BARTZ, M. L. C. et al. Comparação entre as técnicas de amostragem direta em campo e cultura-armadilha para mensuração da diversidade de espécies de fungos micorrízicos arbusculares. **Hoehnea**, v. 35, n. 1, p. 159-164, 2008.

BEDINI, S. et al. Changes in soil aggregation and glomalin-related soil protein content as affected by arbuscular mycorrhizal fungal species *Glomus mosseae* and *Glomus intraradices*. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 41, p. 1491-1496, 2009.

BEENA, K.R. et al. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi on the coastal sand dunes of the west coast of India. **Current Science**, v. 79, p. 1459-1466, 2000.

BEENA, K.R. et al. Association of arbuscular mycorrhizal fungi with plants of coastal sand dunes of west coast of India. **Tropical Ecology**, v. 42, n. 2, p. 213-222, 2001.

BERGEN, M.; KOSKE, R.E. Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi From Sand Dunes of Cape Cod, Massachusetts. **Trans. Br. mycol.**, v. 83, n. 1, p. 157-158, 1984.

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. 923-931, 2001.

BITTENCOURT, A.C.S.P. capítulo - 8 **As Coberturas Terciárias e Quaternárias do Interior e da Zona Costeira** p.163-181, 1996. *In*: Barbosa, J.S.F., Dominguez, J.M.L. (cords.) Geologia da Bahia: texto explicativo para o mapa geológico ao milionésimo. Salvador: Secretaria da Indústria, Comércio e Mineração. Superintendência de Geologia e Recursos Minerais. 1996.

BŁASZKOWSKI, J. Arbuscular fungi and mycorrhizae (Glomales) of the Hel Peninsula, Poland. **Mycorrhiza**, v. 5, p. 71-88, 1994.

BŁASZKOWSKI, J.; CZERNIAWSKA, J. B. Arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota) associated with roots of *Ammophila Arenaria* growing in maritime dunes of Bornholm (Denmark). **Acta Societatis Botanicorum Poloniae**, v. 80, n. 1, p 63-76, 2011.

BŁASZKOWSKI, J.; TADYCH, M.; MADEJ, T. Arbuscular mycorrhizal fungi (Glomales, Zygomycota) of the Bledowska desert, Poland. **Acta Societatis Botanicorum Poloniae**, v. 71, p. 71-85, 2002.

BŁASZKOWSKI, J.; CHWAT G.; GOTO B. T. *Rhizophagus natalensis*, a new species in the Glomeromycota. **Mycotaxon**, v. 129, p. 97-108, 2014.

BŁASZKOWSKI, J. et al. Two new genera, *Dominikia* and *Kamienskia*, and *D. disticha* sp. nov. in *Glomeromycota*. **Nova Hedwigia**, v. 100, n. 1-2, p. 225-238, 2015.

BRANDÃO, R.L. capítulo 6 - **Regiões Costeiras** p. 89-98. 2008. *In*: Silva, C. R. (ed.). Geodiversidade do Brasil: Conhecer o passado, para entender o presente e prever o futuro. Rio de Janeiro: CPRM. 2008.

BRITTO, I.C.; NOBLICK, L.R. **A importância de preservar as dunas de Itapoã e Abaeté** p. 269-273, 1984. *In*: Lacerda, L.D., Araújo, D.S.D., Cerqueira, R., Turcq, B. (Orgs.) Restingas: origem, estrutura, processos. Niterói: CEUFF. 1984.

BRITTO, I.C. et al. Flora fanerogâmica das dunas e Lagoas do Abaeté, Salvador, Bahia. **Sitientibus**, v. 11, p. 31-46, 1993.

BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Community similarity**. *In*: Brower, J.E., Zar, J.H. (eds) *Field and laboratory methods for general ecology*, 3rd edition. Dubuque, W.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.; 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.

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.

CANTARELLI, J.R.R. et al. Tipos fitofisionômicos e florística da restinga da APA de Guadalupe, Pernambuco, Brasil. **INSULA Revista de Botânica Florianópolis**, v. 41, p. 95-117, 2012.

CAPRONI, A.L. et al. Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em áreas revegetadas após mineração de bauxita em Porto Trombetas, Pará. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 1409-1418, 2003.

CAMPRUBÍ, A.; CALVET, C. Arbuscular mycorrhizal fungi associated with psammophilic vegetation in Mediterranean coastal sand dunes. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v. 8, p. 96-102, 2010.

CARMONA-ESCALANTE, A.C., et al. Arbuscular Mycorrhizal Fungi Associated With Coastal Vegetation in Chuburna, México. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v. 16, p. 431 – 443, 2013.

CASTELLANI, T.T.; VIEIRA, S.; SCHERER, K.Z. Contribuição ao conhecimento da distribuição espacial de *Paepalanthus polyanthus* (Bong.) Kunth (Eriocaulaceae) em áreas de baixada úmida de dunas. **Acta bot. bras.**, v. 10, n. 1, p. 25-36. 1996.

CBPM - **Companhia Baiana de Pesquisa Mineral**. 2008. Disponível em: <http://www.cbpm.com.br/paginas/meio_bahia.php>. Acessado em: 19 jun. 2014.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotrop.**, v. 9, n.3, p. 093-103, 2009.

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

COCHRAN, W.G. Estimation of bacterial densities by means of the most probable number. **Biometrics**, v. 6, p. 105-116, 1950.

CONAMA – Resolução nº 261, de 30 de junho de 1999- Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res99/res26199.html>> Acesso em: 14 de maio de 2013.

CORDAZZO, C.V.; STÜRMER, S.L. Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em *Panicum racemosum* (P. Beauv.) Spreng (Poaceae) em dunas costeiras do extremo sul do Brasil. **Atlântica**, v. 29, n. 1, p. 65-68, 2007.

CÓRDOBA, A.S., et al. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi along a sand dune stabilization gradient: a case study at Praia de Joaquina, Ilha de Santa Catarina, South Brazil. **Mycoscience**, v. 42, p. 379-387, 2001.

CÓRDOBA, A.S.; MENDONÇA, M.M.; ARAÚJO, E.F. Avaliação da diversidade genética de fungos micorrízicos arbusculares em três estádios de estabilização de dunas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 931-937, 2002.

CORKIDI, L.; RINCÓN, E. Arbuscular mycorrhizal in a tropical sand dune ecosystem on the Gulf of Mexico I. Mycorrhizal status and inoculum potential along a successional gradient. **Mycorrhiza**, v. 7, p. 9-15, 1997.

COSTA, C.B.N.; COSTA, J.A.S.; RAMALHO, M. 2006. Biologia reprodutiva de espécies simpáticas de Malpighiaceae em dunas costeiras da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 1, p. 103-114, 2006.

DENNETT, A.L. et al. Arbuscular mycorrhizal associations in *Solanum centrale* (bush tomato), a perennial sub-shrub from the arid zone of Australia. **Journal of Arid Environments**, v. 75, p. 688-694, 2011.

DE OLIVEIRA, P.E. et al. capítulo 3 - **Paleovegetação e Paleoclimas do Quaternário do Brasil** p.52-74, 2005. *In*: Souza, C.R.G., Suguio, K., Oliveira, A.M.S., Oliveira, P.E. (eds.) Quaternário do Brasil, Ribeirão Preto: Holos. 2005.

D'SOUZA, J.; RODRIGUES, B.F. Biodiversity of Arbuscular Mycorrhizal (AM) fungi in mangroves of Goa in West India. **Journal of Forestry Research**, v. 24, n. 3, p. 515-523, 2013.

DE SOUZA, F.A. et al. capítulo 2- **Classificação e taxonomia de fungos micorrízicos arbusculares e sua diversidade e ocorrência no Brasil** p. 15-73, 2010. *In*: Siqueira, J.O., de Souza, F.A., Cardoso, E.J.B.N., Tsai, S.M. (eds.) Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil. Lavras: UFLA. 2010.

DE SOUZA, F.A.; GUERRA, J.G.M. **Emprego da Técnica do Número mais Provável (NMP) no Estudo de Populações de Fungos Micorrízicos Arbusculares (FMAs)**. Circular Técnica, 2. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia. 34p. 1998.

DE SOUZA, F. A.; SILVA, I. C. L.; BERBARA, R. L. L. capítulo 15 - **Fungos Micorrízicos Arbusculares: muito mais Diversos do que se Imaginava** p. 483-536, 2008. *In*: Moreira, F. M. S.; Siqueira, J. O.; Brussaard, L. (eds.). Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros. Lavras: UFLA. 2008.

DIAS, F.J.K.; MENEZES, C.M. Fitossociologia da vegetação sobre um cordão-duna no Litoral Norte da Bahia, Mata de São João, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 2, p. 1171-1173, 2007.

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.

EMBRAPA—Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. EMBRAPA: Rio de Janeiro. p.306, 1999.

EMERY, S.M.; RUDGERS, J.A. Ecological assessment of dune restorations in the Great Lakes region. **Restoration Ecology**, v. 18, p. 184-194, 2010.

EMERY, S.M.; RUDGERS, J.A. Impact of Competition and Mycorrhizal Fungi on Growth of *Centaurea stoebe*, an Invasive Plant of Sand Dunes. **The American Midland Naturalist**, v. 167, p. 213-222, 2012.

EMERY, S.M.; RUDGERS, J.A. Impacts of simulated climate change and fungal symbionts on survival and growth of a foundation species in sand dune. **Oecologia**, v.173, p. 1601-1612, 2013.

ESTRADA et al. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the rhizosphere of *Asteriscus maritimus* (L.) Less., a representative plant species in arid and saline Mediterranean ecosystems. **Journal of Arid Environments**, v. 97, p. 170-175, 2013.

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

FREIRE, E.M. Estudo ecológico e zoogeográfico sobre a fauna de lagartos (Sauria) das dunas de Natal, Rio Grande do Norte e da restinga de Ponta de Campina, Cabedelo, Paraíba, Brasil. **Revista bras. Zool.**, v. 13, n. 4, p. 903 – 921, 1996.

FREIRE, M.S.B. Levantamento florístico do Parque Estadual das Dunas de Natal. **Acta Botânica Brasilica**, v. 4, n. 2, p. 41-59, 1990.

FRIESE, C.F.; KOSKE, R.E. The spatial dispersion of spores of vesicular- arbuscular mycorrhizal fungi in a sand dune: microscale patterns associated with the root architecture of American beachgrass. **Mycol. Res.**, v. 95, n. 8, p. 952-957, 1991.

GAZEY, C.; ABBOTT, L.K.; ROBSON, A. D. The rate of development of mycorrhizas affects the onset of sporulation and production of external hyphae by two species of *Acaulospora*. **Mycological Research**, v. 96, p. 643–650, 1992.

GEMMA, J.N.; KOSKE, R.E. Arbuscular Mycorrhizae in Sand Dune Plants of the North Atlantic Coast of the U.S.: Field and Greenhouse Inoculation and Presence of Mycorrhizae in Planting Stock. **Journal of Environmental Management**, v. 50, p. 251–264, 1997.

GEMMA, J.N.; KOSKE, R.E.; CARREIRO M., Seasonal dynamics of selected species of V-A mycorrhizal fungi in a sand dune. **Mycol. Res.**v. 92, n. 3, p. 317-321, 1989.

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, P.C.F. et al. capítulo -11- **Dunas e Paleodunas eólicas costeiras e interiores** p. 235-257, 2005. *In*: Souza, C.R.G., Suguio, K., Oliveira, A.M.S., Oliveira, P.E. (eds.) Quaternário do Brasil. Ribeirão Preto: Holos. 2005.

GIANNINI, P.C.F. **Sistemas deposicionais eólicos no quaternário costeiro do Brasil**. Tese Livre Docência - Universidade de São Paulo – USP, São Paulo, p. 224, 2007.

GIOVANNETTI, M.; NICOLSON, T.H., Vesicular-Arbuscular Mycorrhizas in Italian Sand Dunes. **Tram. Br. mycol. Soc.**, v. 80, 552-557, 1983.

GIOVANNETTI, M., Seasonal Variations of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizas and Endogonaceous Spores in a Maritime Sand Dune. **Trans. Br. mycol. Soc.**, v. 84, n.4, p. 679-684, 1985.

GOTO, B.T.; MAIA, L.C. Glomerospores: a new denomination for the spores of Glomeromycota, a group molecularly distinct from the Zygomycota. **Mycotaxon**, v. 96, p. 129–132, 2006.

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.

GOTO, B.T. et al. *Racocetra tropicana*, a new species in the Glomeromycetes from tropical areas. **Nova Hedwigia**, v. 92, n. 1-2, p. 69-82, 2011.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T., RIAN, P.D. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.37. 2001. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Acessado em: 10 nov. 2014.

HAY, J. D.; LACERDA, L. D. **Ciclagem de nutriente do ecossistema de restinga** p. 459-473, 1984. *In*: Lacerda, L.D., Araújo, D.S.D., Cerqueira, R., Turcq, B. (Orgs.) Restingas: origem, estrutura, processos. Niterói: CEUFF. 1984.

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.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2009. Manuais Técnicos em Geociências nº 5. **Manual Técnico de Geomorfologia**. 2ª edição. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão.

IBGE, 2004 - Flora das restingas do Litoral Norte da Bahia- Costa dos Coqueiros e Salvador. Disponível em: <http://ftp://geofp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/levantamento/florarestinga.pdf> Acessado em: 16 jun. 2014.

JACOBSON, K.M. Moisture and substrate stability determine VA-mycorrhizal fungal community distribution and structure in an arid grassland. **Journal of Arid Environments**, v. 35, p.59–75, 1997.

JACOMINE, P.K.T. et al. Levantamento Exploratório - Reconhecimento de solos da margem esquerda do Rio São Francisco, Estado da Bahia. **Boletim Técnico EMBRAPA**, n. 38, p. 404, 1976.

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.

HOAGLAND, D.R.; ARNON, D.I. **The water-culture method for growing plants without soil**. Calif. AES Bull. v. 347, p. 1-32, 1950.

KAWAHARA, A.; EZAWA, T. Characterization of arbuscular mycorrhizal fungal communities with respect to zonal vegetation in a coastal dune ecosystem. **Oecologia**, v. 173, p. 533–543, 2013.

KHAN, A.G. The Occurrence of Mycorrhizas in Halophytes, Hydrophytes and Xerophytes, and of Endogone Spores in Adjacent Soils. **Journal of General Microbiology**, v. 81, p.7-14, 1974.

KIERS, E.T. et al. Differential effects of tropical arbuscular mycorrhizal fungal inocula on root colonization and tree seedling growth: implications for tropical forest diversity. **Ecology Letters**, v. 3: 106-113, 2000.

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.

KOSKE, R.E. Vesicular-arbuscular mycorrhizae of some hawaiian dune plants. **Pacific Science**, v. 42, p. 217-229, 1988.

KOSKE, R.E.; GEMMA, J.N. Arbuscular-mycorrhizal fungi in Hawaiian sand dunes: Island of Kauai. **Pacific Science**, v. 50: 36-45, 1996.

KOSKE, R.E., GEMMA, J.N. Mycorrhizae and succession in plants of beachgrass in sand dunes. **American Journal of Botany**, v. 84, n. 1, p. 118-130, 1997.

KOSKE, R.E. et al. **Arbuscular mycorrhizal in coastal dunes** p. 173-187, 2004. *In*: Martínez. M.L., Psuty, N.P. (eds.) Coastal Dunes, Ecology and Conservation. Ecological studies, Heidelberg: Spring-Verlag. 2004.

KOSKE, R.E.; GEMMA, J.N. Arbuscular Mycorrhizae Effects on Growth of Two Hawaiian Species: Indigenous *Osteomeles anthyllidifolia* (Rosaceae) and Invasive *Psidium cattleianum* (Myrtaceae). **Pacific Science**, v. 60, p. 471-482, 2006.

KOWALCHUK, G.A.; DE SOUZA, F.A.; VAN VEEN, J.A. Community analysis of arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Ammophila arenaria* in Dutch coastal sand dunes, **Molecular Ecology**, v. 11, p. 571-581, 2002.

KUBOSOVA, K. et al. Selection of indicative taxa for river habitats: a case study on benthic macroinvertebrates using indicator species analysis and the random forest methods. **Hydrobiologia**, v. 651, p. 101-114, 2010.

KURTBÖKE, D. I.; NELLER, R. J.; BELLGARD, S. E. Mesophilic Actinomycetes in the Natural and Reconstructed Sand Dune Vegetation Zones of Fraser Island, Australia. **Microbial Ecology**, v. 54, p. 332–340, 2007.

LACERDA, L.D.; ARAUJO, D.S.D.; MACIEL, N.C. **Restingas Brasileiras: uma bibliografia**. Fundação Universitária José Bonifácio. Rio de Janeiro. p. 48, 1982.

LAMBAIS, M.R.; RAMOS, A.C. Capítulo 4 - **Sinalização e transdução de sinais e micorrizas arbusculares** p. 119-132, 2010. *In*: Siqueira, J.O.; de Souza, F.A.; Cardoso, E.J.B.N.; Tsai, S.M. (eds.) *Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil*, Lavras: UFLA. 2010.

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

LEINZ, V.; AMARAL, S.E. **Geologia Geral**. 14ª edição. Companhia Editora Nacional. São Paulo. p. 400, 2003.

LOURENÇO-JUNIOR, J.; CUZZUOL, G.R.F. Caracterização de solos de duas formações de restingas e sua influência na constituição química foliar de *Passiflora mucronata* Lam. (Passifloraceae) e *Canavalia rosea* (Sw.) DC. (Fabaceae). **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, p. 239-246, 2009.

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.

MACEDO, T.S. et al. Comparação Florística entre um fragmento de Mata Atlântica e ambientes associados (restinga e manguezal) na cidade de Salvador, Bahia. **Candombá Revista Virtual**, v. 3, n.2, p. 138-148, 2007.

MAIA, L.C. et al. Capítulo 10 - **Fungos Micorrízicos Arbusculares no Bioma Caatinga** p. 311- 339, 2010. *In*: Siqueira, J.O.; de Souza, F.A.; Cardoso, E.J.B.N.; Tsai, S.M. (eds.) *Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil*, Lavras: UFLA. 2010.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **PC-ORD: multivariate analysis of ecological data**. Version 5.14. Gleneden Beach, Oregon: MJM Software. 2006.

MARGALEF, R. Information theory in ecology. **General Systematics**, v. 3, p. 36–71, 1958.

MARINHO, F. et al. *Bulbospora minima*, a new genus and a new species in the Glomeromycetes from semi-arid Northeast Brazil. **Sydowia**, v. 66, n. 2, p. 313–323, 2014.

MARTINS, S.E. et al. Caracterização florística de comunidades vegetais de restinga em Bertioaga, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 1, p. 249-274, 2008.

MATHUR, N. et al. Arbuscular mycorrhizal status of medicinal halophytes in saline areas of India Thar Desert. **International Journal of Soil Science**, v.2, p. 119-127, 2007.

- MAUN, M.A. **The biology of coastal sand dunes**. Oxford University Press, p.265, 2009.
- MEDEIROS, D.P.W. et al. Estrutura do Componente Lenhoso de uma Restinga no Litoral Sul de Alagoas, Nordeste, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 3, p. 146-150, 2010.
- MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica** v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.
- MENEZES et al., (2012a) - MENEZES, C.M. et al. Florística e fitossociologia em um trecho de restinga no Litoral Norte do Estado da Bahia. **Biotemas**, v. 25, p. 31-38, 2012.
- MENEZES et al.,(2012b) - MENEZES, C.M. et al. Composição florística e fitossociologia de trechos da vegetação praias dos litorais norte e sul do Estado da Bahia. **Revista Biociências**, v. 18, n. 1, p. 35 – 41, 2012.
- MENEZES-SILVA, S. **Diagnóstico das restingas no Brasil**. In: Workshop avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira, Curitiba. Paraná: Fundação Bio Rio, p.30, 2000.
- MOHADEB, I. Hongos Formadores de Micorrizas Vesículo-Arbusculares em Arena de Dunas Marítimas: I primeira parte. **Ciencia del Suelo**, v. 3, n. 1-2, p. 177-179, 1985.
- MOHADEB, I. Hongos Formadores de Micorrizas Vesículo-Arbusculares em Arena de Dunas Marítimas: II segunda parte. **Ciencia del Suelo**, v. 2, p. 221-224, 1986.
- 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.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade Brasileira. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil. p. 404, 2002.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil**. Brasília, MMA. p. 148, 2010.
- MONTAÑO, N.M. et al. Research on arbuscular mycorrhizae in Mexico: an historical synthesis and future prospects. **Symbiosis**, v. 57, p. 111-126, 2012.
- MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2ª edição. Lavras: Editora UFLA. 2006.
- NOLASCO, A.P.; SILVA, V.I.; MENEZES, C.M. Aspectos florísticos e fitossociológicos da vegetação de entre - moitas em um trecho de uma restinga de Praia do Forte, município de Mata de São João, litoral norte do Estado da Bahia. **Revista Biociências**, v. 18, n. 1, p. 42-48, 2012.

OEHL, F. et al. Impact of land use intensity on the species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems of Central Europe. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, p. 2816–2824, 2003.

OEHL, F. et al. Advances in Glomeromycota taxonomy and classification. **IMA Fungus**, v. 2, n. 2, p. 191-199, 2011.

OEHL, F. et al. *Palaeospora spainii*, a new arbuscular mycorrhizal fungus from Swiss agricultural soils. **Nova Hedwigia**, v.101, (1-2), p. 89 – 102, 2015.

OLIVEIRA, J.R.G. et al. O papel da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) autóctones no desenvolvimento de espécies vegetais nativas em área de dunas de restingas revegetadas no litoral do Estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, p. 663-670, 2009.

PAMMENTER, N. W. **Ecological and physiological aspects of plant communities of the sand dunes of the East coast of Southern Africa** p. 425-440, 1984. *In*: Lacerda, L.D., Araújo, D.S.D., Cerqueira, R., Turcq, B. (Orgs.) Restingas: origem, estrutura, processos. Niterói: CEUFF. 1984.

PEREIRA, T.G. Diversidade dunar entre Cabo Frio e o Cabo Búzios-RJ. **Revista de Geografia**, v. 3, p. 277-290, 2010.

PHILLIPS, J.M.; HAYMAN, D.S. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 55, n. 1, p. 158-160, 1970.

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

PIGOZZO, C. M.; VIANA, B. F.; SILVA, F. O. A interação entre *Cuphea brachiata* Koehne (Lythraceae) e seus visitantes florais nas dunas litorâneas de Abaeté, Salvador, Bahia. **Lundiana**, v. 7, p. 47-53, 2006.

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.

PRADO, D. Capítulo 1 - **As Caatingas da América do Sul** p. 3-73, 2003. *In*: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. (ed.) Ecologia e conservação da Caatinga. 3. ed. Recife: Editora Universitária da UFPE. 2003.

PRESS, F. et al. **Para Entender a Terra**. 4ª Edição. Porto Alegre: Bookman. p. 656, 2006.

QUEIROZ, L.P. Chapter 6 - **Flowering Plants of the Brazilian Semi-arid**, p. 49-53. 2006. *In*: Queiroz, L.P.; Rapinni, A.; Giuliatti, A.M. (eds.) Towards Greater Knowledge of the Brazilian Semi-arid Biodiversity. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia. 2006.

QUEIROZ, E.P. Levantamento florístico e georreferenciamento das espécies com potencial econômico e ecológico em restinga de Mata de São João, Bahia, Brasil. **Biotemas**, v. 20, p. 41-47, 2007.

QUEIROZ, E.P.; CARDOSO, D.B.O.S.; FERREIRA, M.H.S. Composição florística da vegetação de restinga da APA Rio Capivara, Litoral Norte da Bahia, Brasil. **Sitientibus** (série Ciências Biológicas), v. 12, n. 1, p. 66-73, 2012.

RAMOS-ZAPATA, J.A. et al. Arbuscular mycorrhizal propagules in soils from a tropical Forest and an abandoned cornfield in Quintana Roo, Mexico: visual comparison of most-probable-number estimates. **Mycorrhiza**, v. 21, p. 139-144, 2011.

REDECKER, D.; KODNER, R.; GRAHAM, L.E. Glomalean Fungi from the Ordovician. **Science**, v. 289, p. 1920-1921, 2000.

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

RICKLEFS, R. E. **Biodiversidade** capítulo 20, p. 366- 390, 2010. *In*: Ricklefs, R. E. A Economia da Natureza. 6ª Edição. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

RILLIG, M.C.; MUMMEY, D.L. Mycorrhizas and soil structure. **New Phytologist**, v. 171, p. 41–53, 2006.

ROCHA, P.L.B.; QUEIROZ, L.P.; PIRANI, J.R. Plant species and habitat structure in a sand dune field in the Brazilian Caatinga: a homogeneous habitat harbouring an endemic biota. **Revista Brasil. Bot.**, v. 27, n. 4, p. 739-755, 2004.

RODARTE, A.T.A.; SILVA, F.O.; VIANA, B.F. A flora melitófila de uma área de dunas com vegetação de caatinga, Estado da Bahia, Nordeste do Brasil. **Acta bot. bras.**, v. 22, n. 2, p. 301-312, 2008.

RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA, S.; FREITAS, H. Diversity of AMF associated with *Ammophila arenaria* ssp. *arundinacea* in Portuguese sand dunes. **Mycorrhiza**, v. 16, p. 543-552, 2006.

RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA, S. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi of *Ammophila arenaria* (L.) Link: Spore abundance and root colonisation in six locations of the European coast. **European journal of soil biology**, v. 44, p. 30 - 36, 2008.

ROSE, S.L.. Above and belowground community development in a maritime sand dune ecosystem. **Plant and Soil**, v. 109, p. 215-226, 1988.

SACRAMENTO, A.C.S.; ZICKEL, C.S.; ALMEIDA JR., E.B. Aspectos florísticos da vegetação de restinga no litoral de Pernambuco. **Revista Árvore**, v. 31, n. 6, p. 1121-1130, 2007.

SANTOS, O.M.; OLIVEIRA, N.C.; NOVAIS, R.F. Observações preliminares sobre fungos micorrízicos vesículo-arbusculares em plantas crescendo em dunas na Bahia. **Revista Ceres**, v. 42, n. 240, p. 191-202, 1995.

SANTOS, V.J. **Restingas do Estado da Bahia: Riqueza, diversidade e estrutura.** Recife: Tese - Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, Recife, p. 135, 2013.

SANTOS-FILHO, F.S. et al. Magnoliophyta, restinga vegetation, state of Ceará, Brazil. **Check List**, v. 7, n. 4, p. 478-485, 2011.

SARMENTO, V.C.; SANTOS, P.J.P. Trampling on coral reefs: tourism effects on harpacticoid copepods. **Coral Reefs**, v. 31, p. 135-146, 2012.

SCARANO, F.R. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. **Annals of Botany**, v. 90, p. 517-524, 2002.

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

SCHÜBLER, A.; SCHWARZOTT, D.; WALKER, C. A new fungal phylum, the *Glomeromycota*: phylogeny and evolution. **Mycological Research**, v. 105, n. 12, p. 1413-1421, 2001.

SEMA – **Secretaria do Meio** – Governo do Estado da Bahia. Disponível em: <<http://www.meioambiente.ba.gov.br>> Acesso em: 19 de abril de 2013.

SELVARAJ, T.; KIM, H. Ecology of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal (VAM) Fungi in Coastal Areas of India. **Agric. Chem. Biotechnol.**, v. 47, n. 2, p. 71-76, 2004.

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

SÍGOLO, J.B. capítulo 12 - **Processos eólicos e ação dos ventos** p. 247-259, 2003 In: Teixeira, W.; Toledo, M.C.M., Fairchild, T.R., Taioli, F. (orgs.) Decifrando a Terra. São Paulo: Oficina de Textos. 2003.

SIKES, B.A. When do arbuscular mycorrhizal fungi protect plant roots from pathogens? **Plant Signaling & Behavior**, v. 5, p. 763–765, 2010.

SIKES, B.A.; MAHERALI, H.; KLIRONOMOS, J.N. Mycorrhizal fungal growth responds to soil characteristics, but not host plant identity, during a primary lacustrine dune succession. **Mycorrhiza**, v. 24, p. 219–226, 2014.

SILVA, F.A.S.; AZEVEDO, C.A.V. Versão do programa computacional Assistat para o sistema operacional Windows. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, v. 4, p. 71-78, 2002.

SILVA, D.K.A. et al. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in restinga and dunes areas in Brazilian Northeast. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, p. 2361-2373, 2012.

SILVA, D. K. A. **Diversidade e ecologia de fungos micorrízicos arbusculares em áreas de dunas e restingas naturais e revegetadas após atividade de mineração no município**

de Mataraca, Paraíba. Tese - Universidade Federal de Pernambuco- UFPE, Recife, p. 140, 2013.

SILVA, D.K.A., et al. Arbuscular mycorrhizal fungi: new records in Northeast of Brazil. **Bol. Mus. Biol. Mello Leitão.** (N. Sér.), v. 36, p. 35-50, 2014.

SILVA, R.M. da. The coastal restinga vegetation of Pará, Brazilian Amazon: a synthesis. **Revista Brasileira de Botânica,** v. 33, n. 4, p. 563-573, 2010.

SILVA, S.S.L.; ZICKEL, C.S.; CESTARO, L.A. Flora vascular e perfil fisionômico de uma restinga no litoral sul de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica,** v. 22, n. 4, p. 1123-1135, 2008.

SILVA, V.Í.S.; MENEZES, C.M. Contribution to the knowledge of the vegetation of Massarandupió Restinga, Entre Rios, BA, Brazil. **Journal of Integrated Coastal Zone Management,** v. 12, n.2, p. 239-251, 2012.

SMITH, S.E.; READ, D.J. **Mycorrhizal Symbiosis.** 3^a ed. New York, Academic Press. 2008.

SOUZA, C.R.G. et al. **”Restinga”:** Conceitos e Emprego do termo no Brasil e Implicações na Legislação Ambiental. 1^a edição. São Paulo: Instituto Geológico. 104 pp. 2008.

SOUZA, R.G. et al. The role of arbuscular mycorrhizal fungi and cattle manure in the establishment of *Tocoyena selloana* Schum. in mined dune areas. **European Journal of Soil Biology,** v. 46, p. 237-242, 2010.

SOUZA, R.G. et al. Use of mycorrhizal seedlings on recovery of mined dunes in northeastern Brazil. **Pedobiologia,** v. 55, n. 6, p. 303-309, 2012.

SOUZA, R.G. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi in revegetated mined dunes. **Land Degradation e Development,** v. 24, n. 2, p. 147-155, 2013.

STÜRMER, S.L.; BELLEI, M.M. Composition and seasonal variation of spore populations of arbuscular mycorrhizal fungi in dune soils on the island of Santa Catarina, Brazil. **Canadian Journal of Botany,** v. 72, p. 359-363, 1994.

STÜRMER, S.L.; STÜRMER, R.; PASQUALINI, D. Taxonomic diversity and community structure of arbuscular mycorrhizal fungi (Phylum Glomeromycota) in three maritime sand dunes in Santa Catarina state, south Brazil. **Fungal Ecology,** v. 6, n. 1, p. 27-36, 2013.

STÜRMER, S.L.; MELLONI, R.; CAPRONI, A.L. Capítulo 11- **Micorrizas arbusculares em dunas marítimas e em áreas de mineração** p. 341- 360, 2010. *In:* Siqueira, J.O.; de Souza, F.A.; Cardoso, E.J.B.N.; Tsai, S.M. (eds.) *Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil*, Lavras: UFLA. 2010.

STÜRMER, S. L.; SIQUEIRA, J. O. Capítulo 16 - **Diversidade de Fungos Micorrízicos Arbusculares em Ecossistemas Brasileiros** p. 537-583. 2008. *In:* Moreira, F.M.S.;

Siqueira, J.O.; Brussaard, L. (eds.). Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros. Lavras: UFLA. 2008.

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.

SUGUIO, K. **Geologia do Quaternário e mudanças ambientais**. 1ª Reimpressão. São Paulo: Oficina de Textos. 2010.

SUGUIO, K.; TESSLER, M.G. **Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: Origem e Nomenclatura** p.15-34, 1984 *In*: Lacerda, L.D.; Araújo, D.S.D.; Cerqueira, R.; Turcq, B. (Orgs.) Restingas: origem, estrutura, processos. Niterói: CEUFF. 1984.

SYLVIA, D.M.; WILL, M.E. Establishment of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Other Microorganisms on a Beach Replenishment Site in Florida. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 54, n. 2, 348 - 352, 1988.

TADYCH, M.; BLASZKOWSKI, J. Arbuscular fungi and mycorrhizae (Glomales) of the Slowinski National Park, Poland. **Mycotaxon**, v. 74, p. 463-483, 2000.

TITUS, J.H. et al. Arbuscular Mycorrhizae of Mojave Desert Plants. **Western North American Naturalist**, v. 62, p. 327–334, 2002.

TREJO-AGUILAR, D. et al. Loss of arbuscular mycorrhizal fungal diversity in trap cultures during long-term subculturing. **IMA Fungus**, v. 4, n. 2, p. 161–167, 2013.

TRUFEM, S.F.B.; OTOMO, H.S.; MALATINSZKY, S.M.M. Fungos micorrízicos vesículo arbusculares em rizosferas de plantas em dunas do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, São Paulo, Brasil. (1) taxonomia. **Acta Botanica Brasilica**, v. 3, p. 141-152, 1989.

TRUFEM, S.F.B.; MALATINSZKY, S.M.M.; OTOMO, H.S. Fungos micorrízicos arbusculares em rizosferas de plantas do litoral arenoso do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 8, p. 219-229, 1994.

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

TSOAR, H.; ARENS, S.M. Mobilização e estabilização de dunas em climas úmidos e secos. **Mercator Revista de Geografia da UFC**, v. 3, p. 131-144, 2003.

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.

UFCG- Departamento de Ciências Atmosféricas, 2014. Disponível em: <<<http://www.dca.ufcg.edu.br/clima/dadosba.htm>>> Acessado em: 09 fev 2015.

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.

VAN DER HEIJDEN, M. G.; SCHEUBLIN, T. R. 2007. 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, n. 2, p. 244-50.

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.

VIANA, B.F.; SILVA, F.O.; KLEINERT, A.M.P. A flora apícola de uma área restrita de dunas litorâneas, Abaeté, Salvador, Bahia. **Revista Brasil. Bot.**, v. 29, n. 1, p. 13-25, 2006.

WHITCOMB, S.; STUTZ, J.C. Assessing diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a local community: role of sampling effort and spatial heterogeneity. **Mycorrhiza**, v. 17, p. 429 – 437, 2007.

WILKINSON, D. M. Mycorrhizal evolution. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 2, p. 64-65, 2001.

YANG, Y.; CHEN, Y.; LI, W. Arbuscular mycorrhizal fungi infection in desert riparian forest and its environmental implications: A case study in the lower reach of Tarim River. **Progress in Natural Science**, v. 18, p. 983–991, 2008.

YANO-MELO, A.M.; SAGGIN JÚNIOR, O.J.; MAIA, L.C. Tolerance of mycorrhized banana (*Musa* sp. cv. Pacovan) plantlets to saline stress. **Agriculture, ecosystems and environment**, v. 95, p. 343–348, 2003.

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.

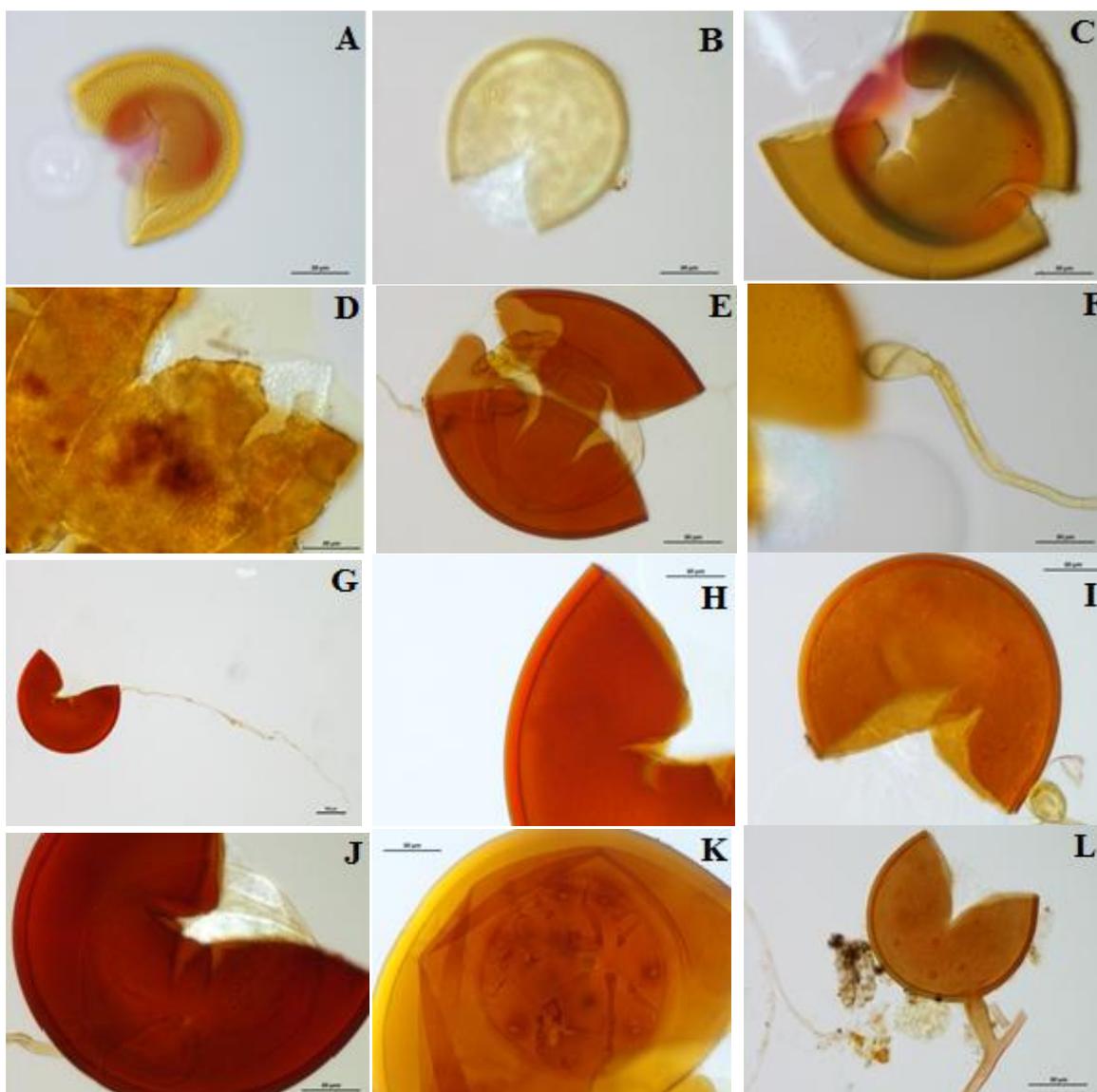
ZAMITH, L.R.; SCARANO, F.R. Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: Survival and growth of planted woody species. **Restoration Ecology**, v.14, p 87-94, 2006.

ZANGARO, W.; MOREIRA, M. Capítulo 9 - **Micorrizas arbusculares nos biomas Floresta Atlântica e Floresta de Araucária**. 279- 310, 2010 *In*: Siqueira, J.O.; de Souza, F.A.; Cardoso, E.J.B.N.; Tsai, S.M. (eds.) *Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil*, Lavras: UFLA. 2010.

ZICKEL, C.S. et al. **Flora e vegetação das restingas no nordeste brasileiro** p.689-701, 2004. *In*: Eskinazi- Leça, E.; Neumann Leitão, S.; Costa, M. F. (orgs.) *Oceanografia: um cenário tropical*. Recife: Bargação, 2004.

Disponível <<http://glomeromycota.wix.com/lbmicorrizas#!cpia/c12i7>>. **Acessado** em: 19/12/2014.

APÊNDICE



Fonte: Assis, D.M.A, 2014.

Fotomicrografias de esporos de espécies de FMA encontradas no estudo, *Acaulopora srobiculata* (A), *A. srobiculata* com cicatriz (B), *Acaulospora spinosa* (C), *Ambispora appendicula* (D), *Fuscutata heterogama* (E), *Gigaspora margarita*, mostrando o bulbo (F), *Gigaspora margarita* (G), *Gigaspora margarita*, mostrando a parede (H), *Gigaspora rosea* (I), *Intraornatospora intraornata* (J), *Paradentiscutata maritima*, em PVLG+Melzer, mostrando a placa germinativa (K) e *Rhizoglosum natalensis* (L).