



**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**

DANIELLE KARLA ALVES DA SILVA

**RECIFE
FEVEREIRO/2013**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE MICOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE FUNGOS**

**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 apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos do Departamento de Micologia do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Biologia de Fungos.

Área de concentração

Micologia básica

NOME

Danielle Karla Alves da Silva

Orientadora

Leonor Costa Maia

Co-orientadores

Gladstone Alves da Silva

Fritz Oehl

RECIFE

FEVEREIRO/2013

Catálogo na fonte
Elaine Barroso
CRB 1728

Silva, Danielle Karla Alves da

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/ Danielle Karla Alves da Silva– Recife: O Autor, 2013.

140 folhas: il., fig., tab.

Orientadora: Leonor Costa Maia

**Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco,
Centro de Ciências Biológicas, Biologia de Fungos, 2013.**

Inclui bibliografia

- 1. Micorriza 2. Minerais pesados 3. Dunas I. Maia, Leonor Costa
(orientadora) II. Título**

632.4

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB- 2013- 321

**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**

DANIELLE KARLA ALVES DA SILVA

Data da defesa: 26/02/2013

COMISSÃO EXAMINADORA

MEMBROS TITULARES

Dra Leonor Costa Maia – (Orientador)

Universidade Federal de Pernambuco

Dra. Sandra Farto Botelho Trufem – Examinador Externo

Instituto de Botânica

Dra. Adriana Mayumi Yano-Melo – Examinador Interno

Universidade Federal do Vale do São Francisco

Dr. Ricardo Luis Louro Berbara – Examinador Externo

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Dr. Francisco Adriano de Souza – Examinador Externo

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Milho e Sorgo

**Ao Deus digno de toda
honra e toda glória
ofereço.**

**Aos meus pais, Lucia e Luiz;
minha irmã, Patricia e
meu sobrinho Luiz Neto
dedico.**

“Pois sabemos que todas as coisas trabalham juntas para o bem daqueles que amam a Deus, daqueles a quem Ele chamou de acordo com seu plano.” Romanos 8.28

Agradecimentos

A Deus, pela vida, pela força e por tudo que Ele fez, faz e continuará fazendo em minha vida, Sem Ele nada disso seria possível.

Aos meus pais, Lucia e Luiz, pelo amor, carinho, pelo grande e continuado apoio, compreensão pelas minhas ausências, e por me oferecerem a oportunidade de estudar.

À minha irmã Patrícia, pelo amor, carinho e apoio; e ao meu cunhado Manoel Santos, pelo apoio. Ao meu sobrinho Luiz Neto, pelo amor e carinho e por me proporcionar muitas alegrias a cada dia. As minhas avós Josefa e Zélia (*in memoriam*) e aos meus avôs Luiz (*in memoriam*) e Euclides (*in memoriam*) pelo amor, carinho e atenção dispensados. À minha tia Lisbeth e as minhas primas Larissa e Vitória, por todo apoio, atenção e ajuda. As minhas primas Suzilene e Suênia, pelo incentivo, orações e torcida. A toda minha família pelo carinho, apoio e compreensão.

A Geison Rodrigues, por tudo e por todos os momentos que compartilhamos.

À Profa. Leonor Costa Maia, pela orientação desde a minha iniciação científica, pela disponibilidade em ensinar, pelas sugestões sempre pertinentes, e por todo incentivo, confiança e apoio.

À Profa. Adriana M. Yano-Melo, pela amizade, confiança e por sempre me incentivar a ir mais além.

À Profa. Uided M. T. Cavalcante, pelo apoio e incentivo.

À Renata Souza, minha grande amiga e incentivadora, por toda a confiança, carinho, apoio, e pela permanente disponibilidade em ajudar.

Ao Prof. Gladstone Silva, pela co-orientação, amizade e por toda confiança em mim depositada e a Catarina Mello pelo incentivo e amizade.

Ao Prof. Fritz Oehl, pela co-orientação, amizade e pelos ensinamentos de taxonomia de FMA.

Ao Prof. Bruno Goto, pela colaboração e ensinamentos.

Ao CNPQ, pela concessão da bolsa e à CAPES pelo financiamento do projeto e à UFPE pelo apoio logístico.

À coordenação do PPGBF, em especial a Profa. Elaine Malosso por sua dedicação ao programa e por todo apoio e atenção a mim dispensados. Às secretárias Geovanna Guterres e Anna Karolina pela disponibilidade em ajudar.

A todos os professores do Departamento de Micologia e do PPGBF pelos ensinamentos.

À Empresa Millenium Inorganic Chemicals – a Cristal Company, pelo apoio logístico, e em especial a Virgílio Gadelha, Rodrigo Costa, Patricia, Ivanildo, Rizonaldo, José Maria pelo apoio e atenção dispensados.

A todos os meus amigos pelo apoio, incentivo e compreensão nas minhas ausências e em especial a Anderson e Andréa Souza, João Paulo e Sharlene Soares, Kesia Silva, Paulo Travassos, Ilka Oliveira, Kerlly Moreno, Karla Vieira, Klebert e Jailton Almeida e Andréa Luciana, por todo carinho e atenção.

A Nicácio Freitas, Indra Elena e Vilma Santos, pela amizade, ajuda e por todos os momentos que compartilhamos nesse período. A Ângelo Santana e João Oliveira, pela ajuda nas coletas e por terem proporcionado momentos de descontração durante as coletas.

A Bianca Silva, pela maneira atenciosa com que me recebeu quando estive em Natal e pela amizade, incentivo e apoio.

A Thaís Thianne, pelo apoio e toda a disponibilidade em ajudar e por ter tornado a convivência no Laboratório mais leve com suas brincadeiras.

A Bruno Augusto, pela ajuda, apoio e disponibilidade em ajudar.

A Josiane Freires e Marilene Paiva, por sempre estarem disponíveis para ajudar e pelo incentivo e todo apoio no trabalho do Laboratório de Micorrizas.

Na nossa vida podemos estabelecer diversas relações e prefiro usar a lógica dos FMA nas minhas relações de amizade, conhecidas como amizades micorrízicas, onde ambos se beneficiam da associação. Agradeço especialmente as amigas micorrízicas Camilla Maciel,

Natália Sousa, Ingrid Correia, Heloísa Medeiros, Larissa Vieira, Daniele Magna e Renata Souza, com as quais tenho compartilhado momentos especiais e aprendido muito.

Às companheiras da turma de doutorado, Allyne Gomes-Silva, Bianca Denise Silva, Eliene Matos, Fabíola Cahú, Indra Escobar, Marília Maciel, Lidiane Roberta Freitas e Vilma Santos, com as quais compartilhei momentos felizes e importantes durante esses 4 anos.

Aos amigos do Departamento Jadson Bezerra, Thaís Feijó, Carla Lira, Nelson Lima, Phelipe Oller, Marina Araújo e Victor Coimbra, pelo companheirismo.

A Charlene Arruda, Anuska Ferreira e João Oliveira por todo apoio.

À equipe do Laboratório de Micorrizas, Adelmo Rego Júnior, Ângelo Santana, Araeska Ferreira, Bruno Velez, Catarina Mello, Camilla Maciel, Clarissa Silva, Cláudia Lima, Daniela Tenório, Daniele Assis, Débora Santos, Edvaneide Lima, Flávia Coutinho, Frederico Marinho, Helder Vieira, Heloísa Medeiros, Inácio Pascoal, Indra Escobar, Ingrid Lino, Iolanda Ramalho, Isabela Gonçalves, Jessica Costa, Joana Suassuna, Juliana Pontes, Larissa Vieira, Lyssandra Teti, Marcela Barbosa, Mayra Silva, Natália Sousa, Rejane Silva, Reginaldo Neto, Roberta Alves, Vera Pereira e Vilma Santos, pelo companheirismo e bons momentos compartilhados.

Enfim, a todos que de alguma forma contribuíram para este trabalho.

RESUMO GERAL

Dunas costeiras apresentam elevada importância ambiental; no entanto, encontram-se ameaçadas por ações antrópicas, sendo a extração de minérios a que causa os maiores danos. A mineração causa modificações físicas, químicas e biológicas no sistema, comprometendo a qualidade do solo, o processo de regeneração natural das espécies nativas e a microbiota edáfica. Os micro-organismos do solo exercem papel fundamental nas comunidades de dunas, e entre esses, destacam-se os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) pela simbiose formada com a maioria das espécies vegetais. Esses fungos são considerados o grupo funcional chave da biota do solo pelos benefícios nutricionais e não nutricionais proporcionados. Com o objetivo de testar a hipótese de que existe elevada diversidade de FMA nas áreas de dunas costeiras e de que as áreas naturais servem como fontes de propágulos desses fungos para as áreas revegetadas adjacentes, o objetivo geral da tese foi determinar a diversidade taxonômica e a estrutura da comunidade de FMA em áreas de dunas naturais e impactadas por mineração. Determinou-se a influência do gradiente vegetacional e da sazonalidade sobre as comunidades de FMA, e a sucessão de espécies de FMA em áreas de dunas naturais e revegetadas após extração de minerais pesados, no litoral da Paraíba, Nordeste do Brasil. De maneira geral, *Acaulospora* e *Glomus* foram os gêneros mais representativos em abundância relativa e número de espécies. A similaridade de espécies de FMA entre as áreas revegetadas e a restinga praiana (área natural) foi >60%, suportando a hipótese de que essa área serve de fonte de propágulos. O gradiente vegetacional influenciou as comunidades de FMA, com a área mais próxima ao mar apresentando comunidade distinta das demais e maiores valores do índice de diversidade de Shannon. As populações de FMA responderam diferentemente à influência sazonal com a maioria das espécies esporulando mais no período chuvoso. Mudanças na comunidade de FMA na área de duna em recuperação só foram observadas após 10 meses de revegetação com a predominância de espécies de Gigasporales. As dunas e restingas do litoral norte da Paraíba apresentam elevada diversidade de FMA e devem ser consideradas *hot spots* de conservação de diversidade desses fungos.

Palavras-chave: diversidade de FMA, espécie indicadora, Glomeromycota, gradiente vegetacional, ilmenita, índices ecológicos, minerais pesados, sazonalidade, sucessão.

ABSTRACT

The costal sand dunes present high environmental importance due to various ecosystem services provided; however, they are threatened by several anthropogenic pressures, such as the extraction of minerals which causes the greatest damage. Mining causes physical changes in chemical and biological systems, compromising the soil quality, the natural regeneration process of native species and edaphic microbiota. The soil microorganisms play a fundamental role in the communities of dunes, and among them the arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) which form symbiosis with the majority of plant species. These fungi are considered the key functional group of soil biota by non-nutritional and nutritional benefits provided to the ecosystem. Aiming to test the hypothesis that there is high AMF diversity in areas of coastal sand dunes and that natural areas represents a source of propagules for the nearest revegetated areas, it was determined the taxonomic diversity and the community structure of AMF in natural and revegetated dune areas. The influence of the vegetational gradient and seasonality on AMF communities, and the succession of AMF species in natural and revegetated dunes areas after extraction of heavy minerals, on the coast of Paraíba, Northeast Brazil were determined. Overall, *Acaulospora* and *Glomus* were the most representative genera in relative abundance and number of species. The similarity of AMF species between areas revegetated and seaside dunes (natural area) was > 60%, supporting the hypothesis that this area represents a source of propagules. There was an influence of the vegetational gradient on AMF communities and the area closest to the sea showed a distinct community, with higher values of the Shannon index than the other areas. The AMF populations responded differently to seasonal influence with the majority of species sporulating later in the wet season. Changes in the AMF community in the dune area in restoration process were observed only after 10 months of revegetation with the predominance of species of Gigasporales. The results of this study show that these areas present a high diversity of AMF and should be considered as a *hot spot* for conservation of the diversity of these fungi.

Keywords: AMF Diversity, Glomeromycota, vegetational gradient, ilmenite, ecological indices, heavy minerals, indicator species, seasonality, succession.

Lista de Figuras

Capítulo 3	Pág.
Figura 1. Similaridade de espécies de FMA (baseada no índice de Sørensen) entre as áreas estudadas (mata nativa e dunas revegetadas em 1989 e em 2001, e área de restinga praiana), no município de Mataraca, Paraíba, Brasil.....	54
Figura 2. Curva de acumulação de espécies baseada nas espécies observadas (Sobs) e estimativa de riqueza pelo índice Jackknife primeira ordem (Jackknife 1), nas áreas de mata nativa (a), duna revegetada em 1989 (b) e em 2001 (c), restinga praiana (d), no município de Mataraca, Paraíba, Brasil.....	55
 Capítulo 4	
Figura 1. Vista aérea da área de estudo.....	62
Figura 2. Visão geral das áreas de restinga arbórea (A), restinga arbustiva (B) e restinga herbácea (C).....	63
Figura 3. Número de glomerosporos em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.....	67
Figura 4. Número mais provável (NMP) de propágulos infectivos de FMA em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.....	67
Figura 5. Abundância relativa de glomerosporos distribuídas pelos gêneros registrados nas áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.....	69
Figura 6. Abundância relativa de glomerosporos distribuídas por tipo de formação de esporos em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.....	70
Figura 7. Curva de acumulação de espécies com base nas espécies observadas (Sobs) e estimador de riqueza (Jackknife 1) para as áreas de restinga arbórea (A), restinga arbustiva (B) e restinga herbácea (C) no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.....	77
Figura 8. Análise de escalonamento multidimensional com base na comunidade de fungos micorrízicos arbusculares correlacionado com atributos químicos e físicos do solo em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.....	78

Capítulo 5

- Figura 1.** Precipitação pluviométrica nos anos de 2009 a 2011 e a média dos três anos de coleta, em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.. 87
- Figura 2.** Vista aérea da área de mata após o desmatamento e retirada da camada superficial do solo (A) e área de duna, que recebeu o solo de cobertura da área indicada em (A), após o plantio das mudas (B)..... 89
- Figura 3.** Área de estudo de sucessão de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em duna minerada e revegetada, no litoral do nordeste brasileiro. A = área de mata antes do desmatamento e da retirada da camada superficial do solo (0-30 cm), chamado de solo de cobertura; B = solo de cobertura da mata (A) usado para recobrir a duna de rejeito após mineração (C); D = espalhamento do solo de cobertura; E = plantio de mudas nativas na duna (área com 4 meses); F = área de duna após dois anos de revegetação..... 91
- Figura 4.** Numero mais provável (NMP) de propágulos infectivos de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no município de Mataraca - Paraíba, nordeste do Brasil..... 94
- Figura 5.** Numero de glomerosporos (barra) e riqueza de espécies (linha) em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no município de Mataraca - Paraíba, nordeste do Brasil.. 94
- Figura 6.** Análise de escalonamento multidimensional com base na comunidade de fungos micorrízicos arbusculares correlacionado com atributos químicos e físicos do solo em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no litoral da Paraíba, nordeste do Brasil..... 101

Capítulo 6

- Figura 1.** Precipitação pluviométrica nos anos de 2010 e 2011 e média dos dois anos de coleta, em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro..... 112
- Figura 2.** Abundância relativa de gêneros (barra) e riqueza de espécies (linha) de FMA registrados em áreas de Mata de restinga nativa (MN), dunas revegetadas R20, R10 e R02, em coletas realizadas no final do período seco (FS), período chuvoso (C) e início do período seco (IS) no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro..... 115

Figura 3. Curva de acumulação de espécies com base nas espécies observadas (Sobs) e estimador de riqueza (Jackknife 1), independentemente do período de coleta, em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro..... 121

Lista de Tabelas

Pág.

Capítulo 3

Tabela 1. Características químicas do solo em áreas de mata de restinga arbórea nativa – mata nativa (=mata de restinga arbórea), área de restinga praiana e dunas revegetadas em 1989 e em 2001, e nos períodos seco (S) e chuvoso (C)..... 48

Tabela 2. Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em áreas de duna de restinga arbórea – mata nativa (MN) e dunas revegetadas em 1989 (R1989), 2001 (R2001), e área de restinga praiana (RES) nos períodos seco (S), chuvoso (C) e nas culturas armadilhas (CA)..... 51

Tabela 3. Número de espécies, índices de diversidade de Shannon e Margalef, equitabilidade de Pielou e diversidade de Simpson em áreas de restinga arbórea – mata nativa, dunas revegetadas em 1989 (R1989) e 2001 (R2001) e área de restinga praiana (RES) independente do período de coleta..... 56

Capítulo 4

Tabela 1. Análise química e física do solo em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro..... 64

Tabela 2. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) de espécies fungos micorrízicos arbusculares (FMA) com seus respectivos valores de indicação (VI) e grupo indicado em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro..... 72

Tabela 3. Riqueza de espécies (S), índice de diversidade de Shannon (H') e Margalef (d), equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson (D) em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro..... 76

Tabela 4. Coeficiente de correlação das variáveis analisadas (matriz secundária) com os eixos 1 e 2 da ordenação do NMS..... 79

Tabela 5. Análise de similaridade (ANOSIM) entre as áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea..... 79

Capítulo 5

Tabela 1. Análise química e física do solo em áreas de duna natural (Mata) e em duna minerada e revegetada (R), com 4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses (M) no litoral da Paraíba, Nordeste do Brasil..... 90

Tabela 2. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) das espécies de fungos micorrízicos arbusculares em área de mata de restinga e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no município de Mataraca - Paraíba, Nordeste do Brasil.....	97
Tabela 3. Riqueza de espécies (S), índice de diversidade de Shannon (H') e Margalef (d), equitabilidade de Pielou (J') e dominância (D) em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no litoral da Paraíba, nordeste do Brasil.....	101
Tabela 4. Coeficiente de correlação das variáveis analisadas (matriz secundária) com os eixos 1 e 2 da ordenação da análise de escalonamento multidimensional (NMS).....	102
Tabela 5. Resultado da PERMANOVA para estrutura da comunidade de FMA entre as as idades de sucessão em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no litoral da Paraíba, Nordeste do Brasil.....	103
Tabela 6. Análise da comparação entre as diferentes idades de sucessão pela análise de PERMANOVA em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no litoral da Paraíba, Nordeste do Brasil.....	103
Capítulo 6	
Tabela 1. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) de espécies de fungos micorrízicos arbusculares nas coletas realizadas no final do período seco (FS), período chuvoso (C) e início do período seco (IS) em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.....	117
Tabela 2. Riqueza de espécies (S), índice de diversidade de Shannon (H') e Margalef (d), equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson (D) em coletas realizadas no final do período seco (FS), período chuvoso (C) e início do período seco (IS) em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.....	121

SUMÁRIO

	Pág.
1. INTRODUÇÃO.....	17
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	19
2.1. Dunas e restingas.....	19
2.2. Recuperação de áreas degradadas.....	20
2.3. Micorrizas arbusculares em dunas e restingas.....	22
2.4. Ecologia de FMA.....	25
2.5. Índices ecológicos.....	30
2.6. Taxonomia morfológica X taxonomia molecular.....	32
2.7. Origem e histórico da classificação dos FMA.....	36
3. DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM ÁREAS DE DUNAS E RESTINGAS NO NORDESTE DO BRASIL.....	44
Resumo.....	44
Introdução.....	45
Material e Métodos.....	46
Resultados.....	50
Discussão.....	56
4. COMUNIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM GRADIENTE VEGETACIONAL DE 'RESTINGAS' NO LITORAL DA PARAÍBA, NORDESTE BRASILEIRO.....	59
Resumo.....	59
Introdução.....	60
Material e Métodos.....	62
Resultados.....	66
Discussão.....	80
5. SUCESSÃO DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM DUNA MINERADA E REVEGETADA, NO LITORAL NORTE DA PARAÍBA, NORDESTE BRASILEIRO.....	84
Resumo.....	84
Introdução.....	85
Material e Métodos.....	86
Resultados.....	93

Discussão.....	103
6. DINÂMICA SAZONAL DA COMUNIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM ÁREAS DE DUNAS NO MUNÍCIPIO DE MATARACA, PARAÍBA.....	109
Resumo.....	109
Introdução.....	110
Material e Métodos.....	111
Resultados.....	114
Discussão.....	122
7. CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	125
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	127

1. INTRODUÇÃO

As restingas ocupam cerca de 80% da costa brasileira (Lacerda *et al.*, 2003), sendo caracterizadas pelo tipo de vegetação, adaptada às condições do solo e clima e a consideráveis níveis de estresse, principalmente devido aos baixos teores de nutrientes, à salinidade e à ação dos ventos (Stürmer *et al.*, 2010). A extração de recursos naturais do solo constitui um dos fatores que causam degradação aos ecossistemas costeiros, os quais sofrem diversas ações antrópicas (p. ex. ocupação urbana, desmatamento, turismo predatório, entre outros) que comprometem a ecologia desses ambientes (Zamith e Scarano, 2006).

A atividade de mineração promove a retirada da vegetação natural e a intensa movimentação do solo e causa modificações físicas, químicas e biológicas no sistema (Cunha *et al.*, 2003), comprometendo a qualidade do solo, a microbiota edáfica e o processo de regeneração natural das espécies nativas. A simbiose micorrízica arbuscular (formada entre os fungos micorrízicos arbusculares-FMA e representantes da maioria das famílias de plantas vasculares) é essencial para regeneração de áreas degradadas, considerando que o micélio micorrízico no solo desempenha funções ecológicas importantes, como: ciclagem de nutrientes, prevenção contra perda de nutrientes, contribuição para estruturação do solo, além de servir como alimento para outros organismos e auxiliar na dispersão de bactérias (van der Heijden e Horton, 2009).

Os FMA beneficiam o hospedeiro de forma direta, por melhorar a sua nutrição, e indiretamente, promovendo tolerância a condições restritivas de origem biótica ou abiótica (Córdoba *et al.*, 2002). Esses fungos estão classificados no filo Glomeromycota, apresentando cerca de 250 espécies descritas e a taxonomia do grupo é baseada na morfologia dos esporos assexuais, denominados glomerosporos (Goto e Maia, 2006). O conhecimento da estrutura das comunidades de FMA é importante, considerando que pode gerar subsídios para definição de estratégias de recuperação de áreas impactadas.

Estudos taxonômicos e ecológicos sobre FMA em áreas de dunas e de restingas foram realizados em regiões tropicais (Beena *et al.*, 2000; Córdoba *et al.*, 2001; Corkidi e Rincón, 1997; Louis, 1990; Olsson e Wilhelmsson, 2000; Trufem, 1995; Trufem *et al.*, 1989, 1994; Stürmer e Bellei, 1994; Santos *et al.*, 1995), mas há poucos dados sobre a ecologia de FMA em áreas de dunas revegetadas após impacto de mineração. Estudos que vêm sendo realizados em áreas de dunas, no litoral da Paraíba (Souza *et al.*, 2010; 2012;

2013), mostram que a atividade mineradora ocasiona redução na comunidade de FMA e a prática de revegetação pode contribuir para o restabelecimento da atividade funcional desses fungos. Adicionalmente, algumas espécies registradas nessas áreas (p.ex. *Paradentiscutata maritima* B.T. Goto, D.K. Silva, Oehl & G.A. Silva) têm apresentado ocorrência restrita (Goto *et al.*, 2012). Sendo assim importante estudar as comunidades de FMA objetivando determinar as alterações que ocorrem na comunidade em relação ao gradiente vegetacional, à sucessão das espécies nas áreas em recuperação e à influência do tempo de revegetação e da sazonalidade nas comunidades desse grupo de fungos.

Com o objetivo de testar a hipótese de que existe elevada diversidade de FMA nas áreas de dunas costeiras e de que as áreas naturais servem como fontes de propágulos desses fungos para as áreas revegetadas adjacentes, o objetivo geral da tese foi determinar a diversidade taxonômica e a estrutura da comunidade de FMA em áreas de dunas naturais e impactadas por mineração. E os objetivos específicos foram: determinar aspectos ecológicos relacionados à riqueza e à diversidade de espécies de FMA em áreas de dunas naturais e revegetadas no litoral paraibano; verificar a influência do gradiente vegetacional (praia-continente) sobre a riqueza, a abundância e a frequência de espécies de FMA; acompanhar durante três anos a sucessão de espécies de FMA em área de duna revegetada após atividade de mineração, determinando a riqueza e a diversidade de espécies, e aspectos ecológicos desses fungos no ambiente em sucessão e verificar a dinâmica sazonal das comunidades de FMA nas áreas estudadas.

Após a realização de estudos prévios sobre a composição e diversidade de FMA nas áreas de dunas litorâneas na Paraíba (Capítulo 3), verificou-se a necessidade de estudar as diferentes influências sobre a estrutura e composição da comunidade de FMA nas áreas. Nesse contexto, no capítulo 4 foi abordada a influência do gradiente vegetacional (praia-continente) sobre as comunidades desses fungos, enquanto no capítulo 5 foi estudada a sucessão de espécies de FMA em área de duna minerada e revegetada. No capítulo 6 a influência da sazonalidade sobre as comunidades de FMA foi determinada.

Considerando a importância dos FMA para a manutenção dos ecossistemas terrestres e o papel que desempenham nas comunidades vegetais, tornam-se imprescindíveis estudos sobre as comunidades desses fungos nos ambientes naturais e manejados, com o objetivo de contribuir com os programas de conservação e recuperação

de áreas degradadas, e preencher as lacunas no conhecimento a respeito de FMA em áreas de dunas litorâneas no nordeste brasileiro.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Dunas e restingas

As dunas são sistemas frágeis, provendo habitat para espécies de plantas endêmicas, e estão sujeitas a perturbações naturais (espécies invasoras) e antrópicas (mineração, tráfego de pedestres, urbanização, atividades portuárias e turísticas, desmatamentos) (Emery e Rudgers, 2010). Esses ecossistemas estão comprometidos do ponto de vista ecológico devido às fortes pressões antrópicas sofridas (Zamith e Scarano, 2006), como é o caso do extrativismo mineral, um dos fatores de degradação do ambiente costeiro. Devido à flora e à fauna suportada por esses ambientes, as áreas costeiras têm sido designadas como locais de conservação (Saye e Pye, 2007).

As restingas, ecossistemas costeiros, pertencem ao Bioma Mata Atlântica e ocupam cerca de 80% da costa brasileira (Lacerda *et al.*, 1993). O termo restingas, considerado tanto geomorfológico como botânico, difere de dunas por ser aplicado a depósitos de areia provenientes do mar, enquanto as dunas são formadas por areias depositadas pela ação dos ventos (Zamith e Scarano, 2006). Para Oliveira-Filho e Carvalho (1993) o termo restinga também é usado para denominar a formação vegetal que reveste as dunas e que apresenta fisionomia variando do tipo herbáceo ao florestal fechado. Esses ambientes são caracterizados pelo tipo de vegetação, adaptada às condições do solo e do clima e a consideráveis níveis de estresse, principalmente pela deficiência de nutrientes, salinidade elevada, alta insolação, baixos teores de matéria orgânica, ampla variação de umidade e temperatura e fortes ventos (Santos *et al.*, 2000; Escaray *et al.*, 2010).

As restingas brasileiras apresentam diversos tipos vegetacionais compreendendo desde formações herbáceas, arbustivas abertas ou fechadas, até formações arbóreas, variando de acordo com a inundação do terreno e o teor de salinidade (Miranda e Hanazaki, 2008). A vegetação herbácea também conhecida como vegetação reptante ou vegetação praieira é encontrada principalmente nas faixas da praia, denominadas ante-dunas; essas áreas sofrem maior influência do mar por serem atingidas pelas marés altas (Silva, 1999).

Outro tipo de vegetação encontrado nas restingas é a arbustiva, caracterizada por densos emaranhados de arbustos, bromélias terrícolas e cactáceas, formando aglomerados de vegetação que expõem a areia (principal constituinte do substrato nessas formações). Esse tipo de vegetação é conhecido como restinga aberta (Silva, 1999). Além dessas, também ocorrem formações arbóreas que apresentam variações florísticas e estruturais ao longo da costa, devido a influências das formações vegetacionais adjacentes e às características do substrato, sobretudo em relação à origem, composição e condições de drenagem. As árvores, que podem chegar até a 20 m de altura, caracterizam essas áreas, mais conhecidas como mata ou floresta de restinga (Silva, 1999). A vegetação encontrada nessas áreas costeiras é adaptada às condições ambientais extremas, e a transição entre essas fisionomias corresponde a um gradiente ambiental no sentido praia-continente (Yamato *et al.*, 2012).

As áreas de dunas e restingas do litoral norte da Paraíba ocorrem sobre praias estreitas e dunas fixas, apresentam relevo caracterizado por um sistema de dunas arenosas que se estende paralelo ao mar, podendo atingir 80 m de altitude (Carvalho e Oliveira-Filho, 1993). Quanto à composição florística essas áreas foram classificadas em diversos tipos fisionômicos: restinga herbácea (restinga praiana), restinga arbustiva, restinga arbórea (mata de restinga), ecótono savana/restinga e savana arborizada (Oliveira-Filho e Carvalho, 1993). No presente estudo, foram estudadas apenas as áreas que apresentavam vegetação de restinga do tipo herbácea, arbustiva e arbórea que ocorrem sobre as áreas de dunas fixas e a praia.

2.2. Recuperação de áreas degradadas

No município de Mataraca, extremo norte da Paraíba, diversos minerais (ilmenita, zirconita, cianita e rutilo) são extraídos das dunas após a retirada completa da cobertura vegetal e remoção de aproximadamente 30 cm da camada superficial do solo. A atividade de mineração é umas das ações que causam maior impacto ao solo devido à retirada da sua camada superficial (Caproni *et al.*, 2003). A retirada da vegetação natural e a intensa movimentação de solo com a remoção dos horizontes superficiais causam modificações físicas, químicas e biológicas no sistema (Cunha *et al.*, 2003), comprometendo a qualidade do solo, a microbiota edáfica e o processo de regeneração natural das espécies nativas.

A restauração é definida como processo que auxilia o restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído, visando aproximá-lo o máximo

possível da condição original, ou seja, pré-distúrbio (SER, 2004). Por outro lado, a recuperação é definida como um processo que visa levar áreas degradadas a uma condição produtiva e sustentável (SER, 2004), sendo a revegetação uma das estratégias utilizadas nesse processo. Quando a recuperação atinge níveis de restauração de processos ecológicos e serviços ecossistêmicos esse processo é chamado reabilitação.

A degradação da paisagem é uma das conseqüências negativas da mineração a céu aberto (Andres e Mateos, 2006), sendo a recuperação das condições ambientais e da diversidade de espécies nessas áreas prevista pelos órgãos ambientais brasileiros (Zeppelini *et al.*, 2009). Neste sentido, a prática de revegetação de dunas costeiras constitui alternativa viável para recuperação desses ambientes, visto que a vegetação presente nas dunas é importante para a formação e a manutenção das dunas de areia, além de servir como proteção da linha costeira (Rodríguez-Echeverría e Freitas, 2006).

Existem vários métodos para recuperação de áreas degradadas; no entanto, alguns autores sugerem que o plantio direto de mudas é a forma mais adequada para recuperação de ambientes costeiros, pois o estabelecimento de plântulas a partir de sementes é dificultado devido aos solos dessas áreas serem arenosos, pobres em nutrientes e com pouca retenção hídrica, além de receber alta insolação (Zamith e Scarano, 2006).

O sucesso da recuperação depende de diversos fatores e uma das estratégias é a reposição da camada superficial do solo (solo de cobertura) (Caproni *et al.*, 2003), o que proporciona a manutenção da matéria orgânica da superfície com os propágulos de micro-organismos benéficos, além do banco de sementes presentes no solo.

Para avaliação do sucesso da recuperação de áreas degradadas são necessários dados mensuráveis para definir o grau de restauração de um determinado local, e áreas preservadas próximas podem ser utilizadas para comparação, como indicativo das condições naturais (Andres e Mateos, 2006). Progresso na recuperação da vegetação em área de duna revegetada foi observado em Santa Catarina, com incremento na riqueza de espécies vegetais 10 anos após o início do processo (Zanella *et al.*, 2010).

As dunas podem levar de 20 a 30 anos para recuperar a diversidade e a cobertura vegetal aos níveis de referência das áreas naturais, principalmente devido ao fato de o banco de sementes não ser muito persistente (Emery e Rudgers, 2010), sendo a diversidade vegetal controlada pela habilidade das plantas em colonizar o ambiente (Lichter, 2000).

Estudando colêmbolas em áreas de dunas mineradas e revegetadas, na Paraíba, Zeppelini *et al.* (2009) observaram que em relação à população desses animais, a área de

revegetação mais antiga (16 anos) foi mais similar à área controle (mata nativa) do que as áreas mais jovens; no entanto a riqueza de espécies foi muito menor na área revegetada há 16 anos (11 espécies) quando comparada à área controle (19 espécies). Os autores concluem que a revegetação permitiu a recuperação parcial da diversidade de colembolas, sendo necessários mais de 16 anos para a restauração da área, não havendo garantias de que a diversidade original seja restabelecida, especialmente em relação às espécies *K* estrategistas, que são mais sensíveis a perturbações. Além disso, recomendam que sejam mantidos corredores ecológicos entre as áreas naturais e revegetadas, pois aliados às técnicas de revegetação apropriadas, podem otimizar o processo de restauração e diminuir o tempo de recuperação da diversidade e riqueza originais.

A biota do solo exerce papel fundamental no desenvolvimento das comunidades de dunas (Emery e Rudgers, 2010), com os micro-organismos participando de processos de transformação de matéria e energia, importantes para o funcionamento e o equilíbrio dos ecossistemas (Fillip, 2002). Entre os grupos de micro-organismos, destacam-se além das bactérias fixadoras de nitrogênio, os fungos micorrízicos arbusculares (FMA), os quais, pela simbiose formada com as raízes de vegetais, são necessários para o sucesso do estabelecimento da vegetação, principalmente em ambientes extremos, como as dunas (Stürmer *et al.*, 2010). Entre outros benefícios, os FMA aumentam a taxa de sobrevivência das plantas, contribuindo para estabilização da areia (Alarcón e Cuenca, 2005).

Devido à importância ecológica dos ambientes costeiros a prática de recuperação e/ou revegetação tem se tornado comum em áreas degradadas (Emery e Rudgers, 2010), além de ser uma exigência dos órgãos ambientais. No entanto, as avaliações do sucesso dessas práticas têm levado em consideração apenas a comunidade acima do solo (plantas e animais), não sendo avaliado o impacto dessas práticas nas comunidades microbianas do solo, essenciais para a manutenção dos ecossistemas pelos diversos benefícios que prestam ao ambiente.

2.3. Micorrizas arbusculares em dunas e restingas

A simbiose formada pelos FMA e a maioria das espécies de plantas superiores é o tipo de micorriza mais abundante nos trópicos, sendo caracterizada pela formação de arbúsculos no córtex radicular. Essa simbiose beneficia o hospedeiro de forma direta, intermediando a translocação de nutrientes do solo para a planta, e indiretamente, promovendo maior tolerância a condições restritivas de origem biótica e/ou abiótica (Smith

e Read, 2008; Córdoba *et al.*, 2002). Por serem de ocorrência generalizada nos ambientes terrestres e estarem na interface solo-planta, os FMA são considerados o grupo funcional chave da biota do solo pelos benefícios nutricionais e não-nutricionais proporcionados (Gianinazzi *et al.*, 2010).

Amplamente distribuídos, os FMA ocorrem na maioria dos ecossistemas terrestres, desde os árticos aos desérticos (Siqueira, 1994). Os FMA promovem inúmeros efeitos em comunidades de plantas, contribuindo para a manutenção da vegetação (Tawaraya *et al.*, 2003) e atuam como eficientes facilitadores na absorção de nutrientes, principalmente o fósforo (Smith e Read, 2008). Em florestas tropicais as comunidades de FMA podem influenciar o estabelecimento das plantas, afetando conseqüentemente a composição da comunidade vegetal (Kiers *et al.*, 2000). Considerando que os FMA não possuem hospedeiros específicos, o fungo pode se associar a um grande número de plantas, geralmente colonizando todos os vegetais micotróficos, independentemente de seu tamanho ou estágio de desenvolvimento (van der Heijden e Horton, 2009).

A rede de hifas das micorrizas desempenha importante papel nas comunidades vegetais pelo auxílio no estabelecimento inicial de plântulas e pela alteração nas interações planta-planta. Essa rede é definida como micélio que tanto coloniza quanto interconecta raízes da mesma ou de diferentes espécies de plantas (van der Heijden e Horton, 2009).

Além dos efeitos em relação às plantas existem outras funções ecológicas importantes do micélio micorrízico no solo, entre as quais destacam-se: (a) prevenção contra lixiviação de nutrientes; (b) ciclagem interna de nutrientes (pela transferência de nutrientes de raízes mortas à serapilheira); (c) alimento para outros organismos; (d) auxílio na dispersão de bactérias (van der Heijden e Horton, 2009). Deve-se considerar também a produção de glomalina pelos FMA, visto que essa glicoproteína, específica desses fungos, está relacionada à formação e à estabilidade de agregados e ao estoque de carbono no solo, contribuindo para a estruturação do solo (Rillig *et al.*, 2003), sendo essas funções ecológicas essenciais para ambientes limitantes como os de dunas.

Os FMA diferem na habilidade de gerar benefícios ao ecossistema e ferramentas apropriadas devem ser definidas para avaliar completamente sua contribuição. Neste sentido, as técnicas moleculares representam a possibilidade de identificar e monitorar os FMA nos ecossistemas; entretanto, um método rápido e confiável para avaliação da sua funcionalidade ainda não foi desenvolvido (Gianinazzi *et al.*, 2010).

A sociedade se beneficia de inúmeros recursos e processos de ecossistemas naturais e manejados, nos quais os FMA têm contribuição decisiva. A utilização desses fungos vem se tornando uma ferramenta promissora em programas de revegetação de solos natural ou industrialmente contaminados por metais pesados, pois proporcionam aumento na tolerância das plantas a condições ambientais adversas (Gianinazzi *et al.*, 2010).

A presença de FMA no substrato de produção de mudas utilizadas em programas de revegetação de áreas de dunas e restingas é importante, pois a vegetação predominante em geral é dependente da micorrização e na ausência desses fungos o sucesso do estabelecimento das mudas em campo pode ser comprometido (Gemma e Koske, 1997).

O conhecimento sobre o papel que desempenham e a importância da diversidade dos FMA para o funcionamento dos ecossistemas tem levado a grande esforço para identificar as espécies que colonizam as plantas nos sistemas naturais (Rodríguez-Echeverría e Freitas, 2006). Além disso, dados sobre abundância, diversidade, distribuição espacial e temporal de espécies de FMA são relevantes para o entendimento da interação entre esses fungos e a vegetação associada (Stürmer e Bellei, 1994).

Vários estudos taxonômicos e ecológicos sobre FMA em áreas de dunas e restingas foram realizados principalmente nos EUA (Koske e Halvorson, 1981; Rose, 1988; Gemma e Koske, 1997), Japão (Abe *et al.*, 1994), México (Corkidi e Rincon, 1997), Índia (Beena *et al.*, 2000), Itália (Turrini *et al.*, 2010), Islândia (Greipsson e El-Mayas, 2000) e Polônia (Blaszkowski 1993, 1994; Tadych e Blaszkowski, 2000; Blaszkowski *et al.*, 2002), entre outros.

Em dunas brasileiras, apesar dos vários trabalhos realizados (Trufem *et al.*, 1989, 1994; Stürmer e Bellei, 1994; Trufem, 1995; Santos *et al.*, 1995; Cordazzo e Stürmer, 2007; Souza *et al.*, 2013; Stürmer *et al.*, 2013), a abundância, a diversidade, a distribuição e o papel funcional desses fungos ainda são pouco conhecidos (Stürmer e Bellei, 1994). Em diferentes áreas de dunas e restingas brasileiras a riqueza de espécies de FMA é variada; em algumas há baixo número (cinco) de espécies (Santos *et al.*, 1995), e em outras esse número é bem maior (47 táxons) (Trufem, 1995). Assim, estudos que contemplem os vários aspectos da comunidade de FMA são importantes para o entendimento do comportamento desses simbiossiontes em seu ambiente natural.

2.4. Ecologia de FMA

Devido à sua importância na ecologia ambiental, os FMA podem ser utilizados como indicadores de qualidade do solo (Schloter *et al.*, 2003) e avaliações que contemplem a diversidade e a dinâmica desses fungos são importantes em estudos ecológicos. Vários métodos podem indicar a presença ou atividade dos FMA nos ambientes e entre esses destacam-se: quantificação dos esporos, colonização micorrízica nas raízes, avaliação do potencial de inóculo e do número mais provável de propágulos, e quantificação da glomalina produzida. Além disso, a identificação das espécies de FMA pode fornecer mais informações sobre a diversidade estrutural e funcional desses micro-organismos do solo (Schloter *et al.*, 2003).

Estudos ecológicos de FMA são dificultados pela biologia desses organismos, considerando que residem no solo e são biotróficos obrigatórios, necessitando de um hospedeiro vegetal para completar o ciclo de vida, iniciado com a germinação do glomerosporo e emissão de tubo germinativo. A sinalização entre os simbiontes ocorre antes do contato físico, com a liberação pelas raízes de compostos que são capazes de estimular a ramificação das hifas dos FMA (Lambais e Ramos, 2010); ao encontrar o hospedeiro, as hifas produzem apressórios e penetram nas raízes. Após a colonização radicular, caracterizada pela formação de hifas intercelulares e intracelulares, ocorre o desenvolvimento de arbúsculos (estrutura responsável pela troca bi-direcional de nutrientes entre os simbiontes), estabelecendo-se a simbiose. Inicia-se também a produção de vesículas e de micélio externo onde podem ser formadas células auxiliares. O micélio externo vai permitir que novos pontos de colonização sejam estabelecidos. O ciclo termina com a produção de novos esporos, o que pode ocorrer tanto dentro como fora da raiz, sendo a formação de esporos no solo a estratégia mais observada entre as espécies de FMA (Moreira e Siqueira, 2006). A ecologia micorrízica é influenciada por diversos fatores como ambiente e planta hospedeira (Brundrett, 1991).

A dispersão de esporos de FMA ocorre de forma passiva (Al-Agely e Reeves, 1995) através de diferentes mecanismos, como: dispersão pelo vento, erosão pela água e atividade humana, e por animais, a partir da ingestão e posterior defecação de esporos (Brundrett, 1991). Entretanto, esporos grandes parecem não ser facilmente dispersos para novos locais (Gemma e Koske, 1997) e uma estratégia para a dispersão dos propágulos desses fungos em longas distâncias é a co-dispersão com os hospedeiros, via correntes marinhas, como sugerido por Koske e Gemma (1990), em trabalhos realizados no Havaí.

Esses autores ainda verificaram a sobrevivência e viabilidade dos propágulos de FMA após sete dias de imersão na água do mar. Esse padrão de co-dispersão pelas correntes marinhas é reforçado por outros trabalhos que verificaram alta similaridade entre as comunidades de plantas e de FMA em duas Ilhas do Havaí (Koske e Gemma 1996).

A quantificação de glomerosporos é um dos parâmetros utilizados para avaliar a presença de FMA no solo e fatores como temperatura e umidade, além da fenologia do hospedeiro, podem influenciar a esporulação. No entanto, nenhuma correlação consistente entre esporulação e fenologia do hospedeiro tem sido registrada (Koske *et al.*, 2008). Por outro lado, vários estudos têm demonstrado variação sazonal para produção de esporos, com padrão que varia de acordo com as espécies de FMA (Morton *et al.*, 2004). Em áreas de dunas na Islândia, Greipsson e El-Mayas (2000) mostraram variação sazonal, com maior número de glomerosporos no outono e na primavera.

Os glomerosporos viáveis são geralmente efêmeros e a viabilidade é definida pela dormência, suscetibilidade a patógenos e outros fatores (Bever *et al.*, 2001). Por exemplo, *Gigaspora gigantea* apresentou comportamento sazonal de esporulação, com formação abundante de esporos no outono, dormência no inverno e germinação no verão, em áreas nos Estados Unidos (Gemma e Koske, 1988; Bever *et al.*, 2001). Comportamento inverso foi observado para *Acaulospora colossica*, que esporula abundantemente no início do verão, apresenta dormência durante essa estação, sendo fisiologicamente ativa no inverno, em área de campo agrícola (*grasslands*) nos Estados Unidos (Bever *et al.*, 2001).

O conhecimento do padrão sazonal da colonização é necessário para quantificar o funcionamento e a significância ecológica dos FMA (Sanders e Fitter, 1992a). Períodos de alta colonização micorrízica, nos quais os números de arbúsculos são altos, provavelmente indicam o momento em que os benefícios nutricionais ocorrem. Similarmente, quando aumenta a abundância de hifas e vesículas nas raízes, os fungos agem como consumidores de carbono (Sanders e Fitter, 1992a).

Em trabalho de campo, na Inglaterra, não se observou padrão sazonal na colonização micorrízica em seis espécies de plantas, com os vegetais mostrando diferentes tendências nesse parâmetro (Sanders e Fitter, 1992a). Também não se observou padrão sazonal na colonização micorrízica em plantas de áreas de dunas, no México (Corkidi e Rincón, 1997).

O potencial micorrízico no solo é uma medida de quão rapidamente raízes crescendo no solo podem ser colonizadas por FMA (Koske *et al.*, 2008). Os propágulos

infectivos de FMA incluem glomerosporos, fragmentos de raízes colonizadas e micélio externo. Esses propágulos apresentam correlação negativa com a profundidade, a umidade e o pH do solo (Al-Agely e Reeves, 1995). Mudanças sazonais no potencial de infectividade podem refletir a população de esporos e de outros propágulos infectivos, como hifas e raízes colonizadas (Koske *et al.*, 2008).

Os propágulos micorrízicos podem ser fortemente influenciados por danos ao solo ou à vegetação, devido a processos naturais ou atividades antrópicas (Brundrett, 1991). O monitoramento dos propágulos infectivos de FMA é importante para entender a variação no padrão de distribuição espacial e temporal nas comunidades de FMA (Ramos-Zapata *et al.*, 2011). Corkidi e Rincón (1997), por exemplo, verificaram aumento no potencial de inóculo de FMA com a estabilização da duna.

Os ecólogos têm, ao longo do tempo, focado a competição interespecífica como principal fator estruturador das comunidades vegetais (Bever *et al.*, 2001). No entanto, estudos mostram que alterações nas interações entre espécies nas comunidades acima e abaixo da superfície do solo têm grandes conseqüências para a estrutura da comunidade e propriedades associadas como riqueza taxonômica, equitabilidade e estabilidade (Kardol e Wardle, 2010). Assim, mudanças na comunidade de um dos simbiossistemas afeta o outro. Rose (1988) observou que a alteração da comunidade vegetal causava efeito na comunidade microbiana do solo, incluindo os FMA. van der Heijden e colaboradores (1998) observaram que com o aumento na riqueza de espécies de FMA, a estrutura da comunidade de plantas é modificada, aumentando sua produtividade e diversidade.

Ligações entre comunidades acima e abaixo da superfície do solo são importantes para a restauração ecológica (Kardol e Wardle, 2010). As hifas dos FMA estão em contato direto com o solo, sendo assim, características do solo têm grande impacto na germinação dos esporos e outros propágulos dos FMA. Desse modo, a descrição das características químicas e físicas do solo é importante para ajudar a explicar a formação e a função da micorriza (Morton *et al.*, 2004). Bever *et al.* (2001) sugerem que as espécies de FMA são ecologicamente distintas e que essas diferenças ecológicas contribuem para a manutenção da diversidade de FMA. Além disso, a diversidade e a estrutura das comunidades de FMA podem contribuir para a diversidade de plantas (Bever *et al.*, 2001).

O conhecimento da dinâmica das comunidades de plantas-FMA pode ajudar a entender a sucessão vegetal e contribuir para o sucesso da recuperação de florestas tropicais, e esses estudos devem considerar a identificação das espécies, o papel da fauna

como agentes dispersores e predadores e o efeito dos parâmetros abióticos do solo (Ramos-Zapata *et al.*, 2011), uma vez que o impacto desses fungos no funcionamento dos ecossistemas é muito significativo, e os FMA também têm potencial para influenciar tanto o ciclo do carbono como o do fósforo (Sanders *et al.*, 1996).

A caracterização da comunidade de FMA em áreas naturais e antropizadas é importante para proteger e conservar os micro-organismos benéficos como os FMA, pois algumas espécies são mais sensíveis que outras às perturbações antrópicas (Turrini *et al.*, 2010). Além disso, o estudo da diversidade em áreas protegidas contribui para o reconhecimento desses locais como reservas genéticas e também para manutenção e conservação a longo-prazo dos simbiontes micorrízicos em seus habitats naturais, as chamadas coleções *in situ* (Turrini *et al.*, 2010).

A obtenção de dados que indiquem a riqueza de espécies de FMA é repleta de dificuldades, não apenas pela identificação das espécies, mas também pelo conhecimento limitado sobre a ecologia de populações das espécies desses fungos, e da composição da comunidade (Bever *et al.*, 2001).

Avaliando o impacto de práticas agrícolas na diversidade de FMA, Picone (2000) concluiu que espécies que produzem grandes esporos (gigasporóides) são mais suscetíveis a essas perturbações, provavelmente devido à ausência de vesículas, o que acarreta falta de reserva de energia nas raízes infectadas para servirem como propágulos. Nesse cenário, as espécies de *Glomus* e *Acaulopora* (sensu lato) são menos sensíveis do que as de Gigasporales, uma vez que algumas raízes permanecem intactas e, dessa forma, os propágulos característicos desses gêneros podem colonizar novas raízes mais rapidamente do que os das espécies de Gigasporales, mostrando maior tolerância a distúrbios repetitivos do solo como ocorre na agricultura (Hart e Reader, 2004). Por outro lado, quando há completa destruição das raízes e do micélio externo pelo rearranjo físico do solo a resposta é inversa, e nesse caso as espécies de Gigasporales são menos sensíveis a esse tipo de distúrbio do solo, pois não dependem do micélio externo para colonizar novas raízes, e sim da germinação dos esporos, que são estruturas de resistência. Sendo assim, *Glomus* e *Acaulospora* (sensu lato) são mais afetados por distúrbios do solo que causem danos ao micélio externo e às raízes vegetais (Hart e Reader, 2004), como por exemplo, a completa retirada da vegetação e revolvimento do solo de cobertura, como ocorre com a camada superficial do solo em áreas que sofrem mineração.

Vários fatores podem influenciar a ocorrência de FMA, entre eles o hospedeiro, a sazonalidade e os fatores edáficos. Bever *et al.* (2001) observaram que *Acaulospora colossica* P.A. Schultz, Bever & J.B. Morton foi dominante em associação com *Allium vineale* L., entretanto este fungo foi o menos presente na comunidade associada a *Plantago lanceolata* L.. Os autores sugerem que esta especificidade de resposta do fungo pode contribuir para a diversidade dentro da comunidade de FMA.

A relação funcional entre fungos micorrízicos e plantas é sensível a mudanças nas condições ambientais, evidenciando a importância da mudança da estrutura da rede micorrízica durante a recuperação de uma área (Kardol e Wardle, 2010). Em áreas revegetadas após mineração de bauxita, no Pará, Caproni *et al.* (2003) observaram pouca variação nas comunidades de FMA entre as estações do ano, com maior riqueza no período seco e maior densidade de esporos no chuvoso. Rose (1988) também observou que a distribuição e a abundância das espécies de FMA variaram com a vegetação e o estado sucessional das dunas, mas não diferiram entre as épocas de amostragem.

O ambiente de dunas de diferentes locais também difere quanto à composição da comunidade, com o gênero *Glomus* predominando em dunas na Itália (Turrini *et al.*, 2010), Japão (Abe *et al.*, 1994), Polônia (Blaszkowski, 1993 e 1994; Tadych e Blaszkowski, 2000; Blaszkowski *et al.*, 2002), em área de restinga do sudeste do Brasil (Trufem, 1995) e em área de dunas no nordeste do Brasil (Souza *et al.*, 2013). Por outro lado, a predominância de espécies com esporos gigasporóides (compreendendo os gêneros *Gigaspora*, *Scutellospora*, *Racocetra*, *Cetraspora*, *Dentiscuta*, *Fuscutata* e *Quatunica*) foi observada em áreas de dunas dos EUA (Koske e Halvorson, 1981; Rose, 1988), em Santa Catarina (Stürmer e Bellei, 1994; Cordazo e Stürmer, 2007) e em São Paulo (Trufem *et al.*, 1989), respectivamente no sul e sudeste do Brasil.

A ocorrência dos mesmos táxons de FMA em diferentes áreas de dunas sugere que esses organismos compartilham preferências por solos arenosos para crescer e reproduzir, apresentando características semelhantes, como tolerância a condições ambientais estressantes (Stürmer e Bellei, 1994). Stürmer *et al.* (2013) não observaram diferenças na comunidades em três áreas de dunas em Santa Catarina (distante 150 Km uma das outras), atribuindo esse fato à alta similaridade na comunidade de plantas e características do solo entre as áreas de dunas estudadas.

A espécie mais freqüente em áreas de dunas na Polônia, foi *Scutellospora armeniaca* (Tadych e Blaszkowski, 2000; Blaszkowski *et al.*, 2002); os autores afirmam

que essa espécie é adaptada apenas a áreas de dunas; entretanto, não foi registrada em dunas no Brasil, provavelmente devido a outras diferenças ambientais.

Em um campo agrícola abandonado durante 60 anos, Bever e colaboradores (2001) identificaram 11 espécies de FMA nas amostras provenientes diretamente do campo e registraram mais 26 espécies em culturas armadilhas, totalizando 37 táxons de FMA. Esses resultados mostram que a riqueza de espécies acessada em apenas uma coleta não é suficiente para inferir sobre a composição da comunidade total e que técnicas como a de cultura armadilha são importantes para recuperação de espécies que não estavam esporulando no momento da coleta. Blaszkowski e colaboradores (2002) também conseguiram recuperar mais 10 espécies que não estavam presentes nas amostras de campo, utilizando culturas armadilha.

Por outro lado, algumas espécies presentes nas amostras de campo não são encontradas nas culturas armadilha e essa ausência nas culturas pode estar relacionada com: (1) expulsão ou supressão desses fungos por espécies mais competitivas; (2) ausência ou baixa viabilidade dos esporos devido à ação de parasitas; (3) incompatibilidade desses fungos com o hospedeiro utilizado; (4) germinação tardia dos glomerosporos e, conseqüentemente, colonização das raízes do hospedeiro abaixo do mínimo necessário para promover esporulação na colheita (Blaszkowski *et al.*, 2002). Assim, é importante a avaliação conjunta da comunidade presente no campo e daquela identificada nas culturas armadilha.

A teia alimentar do solo consiste de organismos que interagem indiretamente com as plantas por meio da liberação de nutrientes no solo (decompositores) e outros que interagem diretamente (patógenos, simbiontes e herbívoros) (Kardol e Wardle, 2010). Portanto, qualquer perturbação no ecossistema, incluindo remoção física das plantas e mudanças nas propriedades químicas e físicas do solo tem grande impacto na simbiose micorrízica (Louis, 1990). Com o aumento da intervenção humana nos ecossistemas, é importante conhecer os impactos dessas ações sobre os diversos grupos funcionais, principalmente nos trópicos, onde o desmatamento, a agricultura e outras ações antrópicas ameaçam a biodiversidade (Picone, 2000).

2.5. Índices ecológicos

Os índices de diversidade envolvem a medida de dois componentes, a riqueza de espécies e a sua equitabilidade, ou seja, abundância relativa ou padrão de distribuição de

indivíduos entre as espécies. Existem diversos índices de diversidade e entre os mais utilizados estão os de Shannon e Margalef. Além desses, também são aplicados o índice de dominância de Simpson e de equitabilidade de Pielou. De modo geral, quando a composição da comunidade é avaliada apenas em termos de riqueza de espécie (número de espécies) em uma determinada área, e não se leva em consideração se as espécies são raras ou comuns, um importante aspecto da estrutura das comunidades (a equitabilidade) é ignorado (Begon *et al.*, 2007), sendo importante considerar todos esses aspectos em estudos de ecologia de comunidades. Os índices de diversidade são utilizados para avaliar comunidades dentro de um ecossistema, sendo úteis para estudar as populações de FMA, evidenciando os padrões de esporulação desses fungos associados à sucessão, em comparação com a vegetação primária (Caproni *et al.*, 2003).

A riqueza de espécies é definida pelo número de espécies encontradas em um determinado local, e o esforço amostral tem grande impacto no conhecimento da riqueza de espécies de uma comunidade (Whitcomb e Stutz, 2007), ou seja, quanto maior o esforço amostral maior será o número de espécies recuperadas. A curva de acumulação de espécies ou curva do coletor é uma estimativa que surgiu da relação espécie-área e é utilizada para determinar se o esforço amostral foi suficiente para acessar a riqueza do local (Schilling e Batista, 2008). Aliada a essas curvas podem ser usadas estimativas que irão calcular a riqueza esperada para a comunidade avaliada. Entre os diversos métodos que estimam a riqueza encontram-se os de Jackknife de primeira e segunda ordem, Chao 1 e 2, entre outros. Esses índices diferem quanto ao peso que é dado a espécies raras.

Embora importante, a curva de acumulação de espécies comparada com estimadores de riqueza para determinar o número esperado de espécies para os ecossistemas estudados nem sempre é utilizada (Picone 2000; Whitcomb e Stutz, 2007; Santos e Carrenho, 2011; Stürmer e Siqueira, 2011).

O padrão de distribuição espacial de espécies de FMA em uma comunidade local pode ter maiores implicações quando é considerado o esforço amostral, e as curvas de acumulação de espécies podem ajudar a determinar se a amostragem é adequada para acessar a diversidade de FMA como discutido por Whitcomb e Stutz (2007). Esses autores afirmam que para recuperar 70-80% das espécies estimadas em um determinado local são necessárias 15 amostras de solo em uma coleta. No entanto, para estudos visando a avaliação do padrão temporal ou sazonal de FMA, Morton e colaboradores (2004) sugerem que a amostragem ideal seria feita mensalmente, durante um ou dois anos; porém, como

isso é praticamente inviável em função do volume de trabalho, esses autores sugerem que uma alternativa é realizar coletas a cada quatro meses.

2.6. Taxonomia morfológica x taxonomia molecular

A taxonomia clássica ou morfológica dos FMA é baseada na ontogenia dos esporos, característica que auxilia na separação de gêneros, e especialmente nas características da parede do esporo, para diferenciação das espécies. Os caracteres utilizados na identificação das espécies são: forma, coloração, dimensão, ornamentação e estrutura da parede dos glomerosporos.

Os esporos de FMA, os maiores da linhagem evolutiva Fungi, anteriormente eram chamados clamidosporos ou azigosporos por não serem produzidos em estruturas sexuadas típicas do filo Zygomycota. Walker e Sanders (1986) sugeriram a utilização do termo genérico esporo, ao invés de azigosporos e clamidosporos, pois não havia dados suficientes sobre a natureza das estruturas reprodutivas desses fungos. Com a descrição de Glomeromycota era pertinente a criação de um termo específico para designar os esporos de FMA e Goto e Maia (2006) propuseram o termo glomerosporos, nomenclatura atualmente aceita e utilizada pela comunidade científica.

A principal característica para diferenciação morfológica das espécies de FMA é a estrutura das camadas subcelulares do esporo. Neste sentido, Walker (1983) propôs uma padronização na descrição da estrutura da parede do esporo (murônimo), e a representação gráfica dessa estrutura (murografia). Propôs então a divisão da parede do esporo em grupos e descreveu as paredes unitária, laminada, evanescente e membranosa. Posteriormente, com a descrição de novas espécies, outros tipos de parede foram descritos: expansiva (Berch e Koske, 1986), coriácea (Walker, 1986), amorfa (Morton, 1986), germinativa (Spain *et al.*, 1989) e chanfranulada (Koske e Gemma, 1995).

Com base na ontogenia dos esporos, Morton e colaboradores (1995) sugeriram a mudança dos termos propostos por Walker (1983), substituindo-os por “camadas”, organizadas em uma ou mais paredes: (a) do esporo (parede externa); (b) germinativas (paredes internas). Nos últimos anos, Spain *et al.* (2006), Palenzuela *et al.* (2008) e Oehl *et al.* (2008) adaptaram a terminologia proposta por Morton *et al.* (1995), e sugeriram a terminologia “parede externa”, que corresponde à parede do esporo, “parede média” e “parede interna”, que corresponde à parede germinativa mais interna, sendo essas paredes compostas por camadas.

Os glomerosporos diferem no modo de formação, que pode ser: acaulosporoide, glomoide e gigasporoides. Esporos glomoides são formados blasticamente na porção terminal da hifa ou intermediária (de Souza e Berbara, 1999); este modo de formação é encontrado em *Glomus*, *Simiglomus*, *Septoglomus*, *Viscospora*, *Albahypha*, *Claroideoglomus*, *Funneliformis*, *Diversispora*, *Ambispora*, *Archaeospora*, *Paraglomus* e *Pacispora*. Esporos gigasporoide são formados a partir de uma célula bulbosa ou suspensoroide, e encontrados em *Gigaspora*, *Scutellospora*, *Racocetra*, *Cetraspora*, *Dentiscutata*, *Fuscutata*, *Orbispora*, *Paradentiscutata*, *Intraornatospora* e *Quatunica*. Os esporos acaulosporoides são formados na lateral do pescoço do sáculo esporífero, e essa formação é típica de *Acaulospora*, *Archaeospora*, *Ambispora* e *Otospora*. No modo de formação entrofosporoide, os esporos são formados no pescoço da hifa do sáculo esporífero; esses esporos são encontrados em *Entrophospora*, *Intraspora*, *Sacculospora*, *Tricispora* e *Kuklosplora* (de Souza *et al.*, 2010).

A utilização da morfologia dos glomerosporos para estudar a composição e a riqueza de comunidades de FMA é uma abordagem natural, visto que as espécies são descritas de acordo com a morfologia dos esporos (Landis *et al.*, 2004). No entanto, a identificação morfológica de esporos coletados no campo pode ser dificultada pelo estado de degradação da estrutura da parede, que é uma característica diagnóstica, e nessas condições técnicas moleculares podem ser utilizadas para confirmar a identificação (Turrini *et al.*, 2010).

As técnicas de biologia molecular empregadas para identificação de FMA ou estudos de diversidade genética utilizam a reação em cadeia da polimerase (PCR) que amplifica pequenas quantidades de DNA (Sanders *et al.*, 1996). Técnicas baseadas em PCR têm sido aplicadas para estudos em comunidades de FMA, entre as quais: RFLP (Sanders *et al.*, 1995); RAPD (Wyss e Bonfante, 1993); PCR-DGGE (Kowalchuk *et al.*, 2002; Liang *et al.*, 2008).

As regiões 18S, 5.8S e 28S do gene do RNA ribossomal evoluem lentamente e são úteis nos estudos de relações mais distantes entre os organismos; a região ITS evolui mais rapidamente e serve para mostrar diferenças entre espécies (Fungaro, 2000). Outra vantagem na utilização dessas regiões de DNA é que múltiplas cópias desses genes estão presentes nos organismos como salientado por Sanders *et al.* (1996), facilitando a amplificação a partir de quantidades reduzidas de DNA, os quais amplificaram a região

ITS de diferentes espécies de FMA a partir do DNA de um único esporo utilizando os *primers* universais ITS1 e ITS4.

Para muitos organismos um fingerprint do DNA pode ser obtido para identificação ou estimativa de diversidade genética pelo uso da análise de polimorfismo no comprimento de fragmentos de restrição (RFLP). Essa técnica só pode ser usada quando grande quantidade de DNA monoespecífico é obtida dos indivíduos; como os FMA não podem ser mantidos em culturas puras é difícil conseguir material suficiente e monoespecífico para a utilização do método (Sanders *et al.*, 1996). Empregando amostras de campo, Sanders e colaboradores (1995) encontraram uma grande diversidade genética em esporos de FMA, inferindo que a técnica PCR-RFLP foi sensível para detectar a diversidade sem que houvesse necessidade de seqüenciamento dos produtos de PCR. Mergulhão *et al.* (2008) observaram que a utilização desta técnica aliada ao emprego das enzimas de restrição HinfI e MboI permitiu a diferenciação de quatro espécies de FMA e assim esse método adicional pode ser utilizado para resolver controvérsias na taxonomia do grupo.

A caracterização molecular do gênero *Gigaspora* foi realizada por de Souza *et al.* (2004) utilizando a técnica de PCR-DGGE, através dessa técnica foi possível diferenciar todas as espécies desse gênero, sendo possível distinguir até espécies que haviam sido sinonimizadas com base na morfologia dos esporos. A técnica de PCR-DGGE utilizando a região V9 do 18S rDNA constitui um método rápido e confiável para identificação de espécies de *Gigaspora*, caracterização da heterogeneidade inter e intraespecífica, além de permitir a avaliação da diversidade de Gigasporaceae a partir de amostras ambientais (de Souza *et al.*, 2004).

A técnica RAPD também é utilizada para estudos de diversidade genética de FMA (Sanders *et al.*, 1996), sendo bastante sensível para detectar diferenças entre indivíduos por meio da triagem de grande número de *primers* arbitrários, a partir da qual pode ser observada diferença genotípica entre gêneros, espécies ou indivíduos (Sanders *et al.*, 1996). Utilizando a técnica de RAPD-PCR, Wyss e Bonfante (1993) conseguiram identificar esporos ao nível de espécie e diferenciar isolados de uma mesma espécie; porém, este método não vem sendo utilizado para estudos de comunidades de FMA em ambiente natural (Sanders *et al.*, 1996).

Liang *et al.* (2008) conseguiram isolar DNA de espécies referência e amostras de campo com alto peso molecular e com a pureza suficiente para amplificação em PCR. A

técnica PCR-DGGE produziu um número razoável de bandas distintas, fortes e intensas para FMA.

Os *primers* AM1 e NS31, apesar de amplamente utilizados, não amplificam membros de Ambisporaceae, Archaeosporaceae e Paraglomeraceae; dessa forma, *primers* específicos para esses grupos (ARCH1311) foram desenhados (Redecker *et al.*, 2000b). Recentemente, dois novos *primers* foram desenhados para a região da subunidade menor do gene do RNA ribossomal, o AML1 e o AML2 (Lee *et al.*, 2008). Esses novos *primers* geraram produtos de PCR com cerca de 800pb e amplificaram membros de seis famílias de FMA, incluindo Ambisporaceae e Paraglomeraceae, que não são amplificadas pelo AM1 (Lee *et al.*, 2008). Além disso, evitaram a amplificação de DNA que não fosse de FMA (Lee *et al.*, 2008), o que geralmente ocorre com o par de *primers* AM1-NS31 utilizados para amplificar seletivamente a região do 18s-rDNA (Rodriguez-Echeverría e Freitas, 2006). Estudos de estrutura de comunidades de FMA necessitam de *primers* que possam amplificar todos os FMA, mas esses *primers* ainda não foram descritos (Lee *et al.*, 2008).

Avanços recentes nas técnicas de identificação molecular têm permitido conhecer os organismos presentes e funcionalmente ativos no solo ou nas raízes, em contraste com métodos tradicionais (Chiffot *et al.*, 2009). Além disso, a clonagem e o sequenciamento de genes do SSU rRNA têm oferecido uma mensuração da abundância relativa de um dado táxon (Chiffot *et al.*, 2009). Apesar da importância ecológica, a biologia e a diversidade de FMA em ambientes naturais são pouco conhecidas, o que é devido principalmente ao biotrofismo obrigatório do fungo que gera limitações metodológicas (Liang *et al.*, 2008).

Técnicas moleculares têm revelado ampla diversidade de FMA nas raízes vegetais (Rosendahl, 2008). Neste sentido, Ryszka e colaboradores (2010) encontraram pouca correspondência entre os táxons presentes nas raízes e os identificados pela morfologia dos esporos. No entanto, foi observada a predominância de seqüências de espécies de *Glomus* (Liang *et al.*, 2008), o que também é registrado em estudos morfológicos para a maioria dos locais estudados (Caproni *et al.*, 2003; Stürmer e Siqueira, 2011).

O desenvolvimento de ferramentas moleculares para caracterizar a comunidade microbiana tem levado a um aumento nos estudos de comunidades de FMA em ecossistemas (Rosendahl, 2008). Indicar diferenças entre isolados de FMA que possam ser mais ativos em determinado ambiente é útil para futuros trabalhos de manutenção em áreas naturais e recuperação de áreas degradadas, visto que a diferenciação genética de indivíduos clonais pode gerar diferenças fenotípicas e funcionais (Rosendahl, 2008).

A estrutura genética de uma população indica a distribuição da variação genética e pode ser estudada pela análise dessa variação dentro e entre locais, plots e sub-plots, etc. (Rosendahl, 2008). Neste sentido, poucos estudos têm sido realizados ao nível de população de FMA e a ecologia desses simbiossantes deve ser melhor conhecida em termos da diversidade taxonômica, fisiológica e genética. Essas informações podem ser utilizadas para a seleção de isolados eficientes para aplicação prática em processos biotecnológicos de interesse agrícola ou ambiental.

Sanders (2004) aponta muitos problemas na utilização de dados morfológicos para estudo da ecologia de FMA. Entre esses problemas, destaca que o ambiente pode afetar a esporulação e que a diversidade de fungos nas raízes, estimada por métodos moleculares, é muito maior do que a estimada apenas com a utilização da identificação morfológica dos esporos. No entanto, a identificação molecular não é livre de problemas (Landis *et al.* 2004); além disso, a técnica mais precisa é onerosa e demorada devido à grande quantidade de seqüências que pode ser obtida em uma raiz (Sanders, 2004). Outro problema com os métodos moleculares é a grande variação genética dentro de uma única espécie de FMA e até dentro do mesmo indivíduo (Sanders e Croll, 2010); assim, sem saber a extensão da variação genética de um ou mais indivíduos, é difícil interpretar o que a diversidade de seqüências representa.

Estudos ecológicos baseados apenas na morfologia de esporos de FMA são criticados; no entanto, estudos moleculares também apresentam limitações dada a complexidade genética dos FMA. Dessa forma, os estudos ecológicos baseados na morfologia, apesar de não serem conclusivos, fornecem subsídios para o entendimento das comunidades de FMA nos diversos ecossistemas.

2.7. Origem e histórico da classificação dos FMA

A origem e a evolução dos FMA estão intimamente ligadas à evolução das plantas terrestres (Schüßler *et al.*, 2001). Registros fósseis evidenciam o aparecimento desses fungos no período Ordoviciano, há aproximadamente 460 milhões de anos, período no qual as plantas começaram a colonizar o ambiente terrestre, indicando que esses fungos podem ter desempenhado papel importante na conquista do ambiente terrestre pelas plantas (Redecker *et al.*, 2000a). Enquanto as plantas se diversificaram bastante com a evolução, os FMA permaneceram relativamente inalterados ao longo desses milhões de anos (Croll e Sanders, 2009), pois nos registros fósseis recentemente descritos características como

modo de formação glomoide, acaulosporoide, gigasporoide e a formação de escudo germinativo foram observados, sugerindo que a diversificação das famílias de FMA ocorreu antes mesmo do surgimento das plantas vasculares terrestres (de Souza *et al.*, 2010). Atualmente, há cerca de 250 espécies de FMA descritas (www.mycobank.com).

Apesar de serem organismos antigos, os estudos taxonômicos sobre os FMA são relativamente recentes. A primeira descrição de espécies de FMA foi feita em 1845 pelos irmãos Tulasne e C. Tulasne, os quais descreveram *Glomus microcarpum* e *G. macrocarpum*, sendo a segunda considerada a espécie tipo do gênero. Depois foi descrito o gênero *Sclerocystis*, por Berkeley e Broome (1873), com a espécie tipo *Sclerocystis coremioides*. Esses gêneros foram incluídos na família Endogonaceae (Endogonales, Zygomycetes, Zygomycota) e posteriormente, em revisão feita por Thaxter (1922), *Glomus* foi transferido para o gênero *Endogone*. Em 1974, Gerdemann e Trappe revisaram *Endogone* e propuseram a divisão do gênero em: *Endogone*, *Glomus*, *Gigaspora* e *Modicella*, e também descreveram *Acaulospora*, ficando Endogonaceae com sete gêneros: *Endogone*, *Gigaspora*, *Acaulospora*, *Modicella*, *Glomus*, *Sclerocystis* e *Glaziella*. Desses, apenas quatro formavam endomicorrizas (*Gigaspora*, *Acaulospora*, *Glomus* e *Sclerocystis*). Ames e Schneider (1979) descreveram mais um gênero endomicorrízico dentro de Endogonaceae: *Entrophospora*, com apenas uma espécie *Entrophospora infrequens*, formando por nova combinação com a transferência de *Glomus infrequens*.

Em 1986, Walker e Sanders (1986) propuseram a divisão do gênero *Gigaspora*, mantendo algumas espécies e transferindo outras para o novo gênero *Scutellospora*, em função da estrutura da parede do esporo com a presença de paredes germinativas ou de um escudo de germinação, além de diferenças observadas entre as células auxiliares formadas por representantes desses gêneros. Pirozynski e Dalpé (1989) retiraram *Glomus* e *Sclerocystis* de Endogonaceae, colocando-os em uma nova família, Glomaceae.

Posteriormente, Morton e Benny (1990) revisaram a classificação dos FMA e criaram a ordem Glomales, mantendo os FMA na classe Zygomycetes (Zygomycota). Na ocasião criaram duas subordens Glomineae e Gigasporinae, e duas famílias: Acaulosporaceae e Gigasporaceae, propondo a seguinte classificação:

Filo: Zygomycota

Classe: Zygomycetes

Ordem: Glomales

Subordens: Glomineae

Famílias: Glomaceae (*Glomus*, *Sclerocystis*)

Acaulosporaceae (*Acaulospora*, *Entrophospora*)

Gigasporineae

Família: Gigasporaceae (*Gigaspora*, *Scutellospora*)

A classificação de Morton e Benny (1990) foi a primeira em que a filogenia dos FMA foi levada em consideração e as relações ancestral-descendente foram estabelecidas a partir de dados morfológicos, com base nos dados obtidos por Morton (1990).

Almeida e Schenck (1990) revisaram morfológicamente as 14 espécies de *Sclerocystis*, deixando o gênero apenas com a espécie tipo (*Sclerocystis coremioides*), transferindo cinco espécies para o gênero *Glomus* e sinonimizando outros táxons. *Sclerocystis alba*, *S. coccogena* e *S. dussii* foram sinonimizados com *S. coremioides*. *Sclerocystis indicus* e *S. pachycaulis* foram sinonimizados com *S. rubiformis*, o qual foi transferido para *Glomus* (*Glomus rubiforme*). Foram propostas ainda a nova combinação de *Sclerocystis clavispora* para *Glomus clavisporum*, e a sinonimização de *Sclerocystis microcarpus*. *Sclerocystis sinuosa* passou a ser *Glomus sinuosum*, sendo *S. pakistanika* uma sinonímia dessa espécie. *Sclerocystis cunninghamia* foi sinonimizada com *Sclerocystis liquidambaris*, que passou a ser *Glomus liquidambaris* e *Sclerocystis taiwanensis* passou a *Glomus taiwanense*. Redecker *et al.* (2000b) concluíram que o gênero *Sclerocystis* era molecular e morfológicamente muito similar a *Glomus* para constituir um clado separado, transferiram *S. coremioides* para o gênero *Glomus* (*Glomus coremioides*), e invalidaram o gênero *Sclerocystis*. Dois anos antes, Cavalier-Smith (1998), revisando a classificação das linhagens evolutivas dos organismos, propôs a criação da classe Glomomycetes dentro do filo Zygomycota.

Com base em congruência de dados morfológicos e moleculares, Morton e Redecker (2001) propuseram a criação de duas novas famílias: Archaeosporaceae e Paraglomaceae, a partir evidências moleculares baseadas em sequências do 18S rDNA indicaram que algumas espécies não estavam bem resolvidas nos clados e apresentavam dimorfismo (Archaeosporaceae). Além disso, observaram que estruturas micorrízicas desses táxons coravam fracamente em azul de Trypan e a estrutura da parede era distinta daquela encontrada em *Acaulospora* e *Glomus*, gêneros que abrigavam as espécies dessas novas famílias. Estas foram criadas com apenas um gênero cada: *Archaeospora* (Archaeosporaceae) e *Paraglomus* (Paraglomaceae).

Acaulospora trappei passou a *Archaeospora trappei*, *Acaulospora gerdemannii* e *Glomus leptotichum* foram sinonimizados e transferidos para *Archaeospora leptoticha*, pois como esta espécie é dimórfica, cada morfotipo havia sido descrito separadamente como uma espécie. *Glomus gerdemannii* também foi transferido para o gênero *Archaeospora*.

Paraglomus abrigou duas espécies: *Glomus occultum* e *G. brasilianum*, os quais passaram a ser chamados, respectivamente, *Paraglomus occultum* e *P. brasilianum*.

Em 2001, avanços nas pesquisas moleculares dos FMA permitiram a criação de um novo filo compreendendo os fungos micorrízicos arbusculares e uma espécie que forma simbiose com cianobactérias (*Geosiphon pyriformis*). Assim, Schüßler *et al.* (2001) elevaram a ordem Glomales à categoria de filo (Glomeromycota), com base em dados morfológicos, moleculares e ecológicos. Os autores também revisaram os nomes de alguns táxons e fizeram as devidas adequações ortográficas. Além do filo, também foram criadas três ordens (Paraglomerales, Archaeosporales, Diversisporales) e a família Diversisporaceae (sem validade por não constar no trabalho a diagnose latina, e nem haver gênero descrito para a família), sendo proposta a seguinte classificação:

Filo: Glomeromycota

Classe: Glomeromycetes

Ordens: Glomerales

Família: Glomeraceae (*Glomus*)

Diversisporales

Famílias: Diversisporaceae, Acaulosporaceae (*Acaulospora* e *Entrophospora*), Gigasporaceae (*Gigaspora* e *Scutellospora*)

Paraglomerales

Família: Paraglomeraceae (*Paraglomus*)

Archaeosporales

Famílias: Geosiphonaceae (*Geosiphon*), Archaeosporaceae (*Archaeospora*)

Com base em dados morfológicos, Oehl e Sieverding (2004) descreveram um novo gênero de FMA (*Pacispora*) em Glomeraceae. Esse gênero compreende espécies com esporos glomóides, mas que possuem parede interna composta de três camadas e envolvida

na germinação do esporo; algumas espécies são ornamentadas e a estrutura da parede é distinta da encontrada em *Glomus*. *Glomus scintillans* foi escolhida como espécie tipo, passando a *Pacispora scintillans*. Este e mais dois táxons (*Glomus chimonobambusae* e *Glomus dominikii*) foram transferidos para *Pacispora*, passando a ser chamadas, respectivamente, *Pacispora chimonobambusae* e *P. dominikii*. Além dessas novas combinações, quatro novas espécies foram descritas para o gênero: *Pacispora franciscana*, *P. robigina*, *P. boliviana* e *P. coralloidea*. Walker *et al.* (2004) também utilizaram dados morfológicos e moleculares do grupo e utilizando a mesma espécie tipo descreveram o gênero *Gerdemannia* e a família Gerdemanniaceae. No entanto, como o trabalho de Oehl e Sieverding (2004) havia sido publicado semanas antes, o gênero considerado válido foi *Pacispora* pela prioridade de publicação, prevista no Código Internacional de Nomenclatura Botânica.

Oehl e Sieverding (2004) não haviam descrito uma família para *Pacispora*, e sugeriram a afiliação desse gênero à família Glomeraceae com base em dados unicamente morfológicos. Posteriormente, com base no trabalho de *Gerdemannia*, a partir das mesmas espécies, Walker *et al.* (2004) verificaram que havia suporte molecular para que uma nova família fosse descrita. No mesmo ano, Walker e Schüßler (2004) descreveram a família Pacisporaceae afiliada a ordem Diversisporales e validaram Diversisporales, Diversisporaceae e *Diversispora*, que até então não haviam sido descritos e, portanto, não eram válidos. *Diversispora* foi descrito a partir de *Glomus spurcum*, que passou a *Diversispora spurca*; pela descrição do gênero não há dados morfológicos suficientes para separá-lo de *Glomus*, mas os dados moleculares suportam a separação.

Revisando as cinco espécies de *Entrophospora*, Sieverding e Oehl (2006) propuseram a separação em mais dois gêneros e descreveram a família Entrophosporaceae, com base em dados morfológicos. Apenas *Entrophospora infrequens* e *Entrophospora baltica* permaneceram no gênero; *E. colombiana* e *E. kentinensis* foram transferidas para *Kuklospora*, novo gênero em Acaulosporaceae; *Entrophospora schenckii* foi transferida para *Intraspora*, em Archaeosporaceae.

Spain *et al.* (2006) revisaram o gênero *Archaeospora* e propuseram o gênero *Appendicispora* pela diferença na morfologia da parede, germinação, estruturas micorrízicas e desenvolvimento do esporo de algumas espécies. Apenas *Archaeospora trappeii* permaneceu no gênero, enquanto *A. leptoticha* e *A. gerdemannii* foram incluídas no novo gênero *Appendicispora*, como *A. appendicula* (espécie tipo) e *A. gerdemannii*,

respectivamente. Além disso, os autores transferiram *Acaulospora gerdemannii* para *Appendicispora jimgerdemanii*, pois esta havia sido erroneamente sinonimizada com *Archaeospora leptoticha* (Morton e Redecker, 2001).

Revisão do gênero *Archaeospora* também foi realizada por Walker *et al.* (2007a) os quais, baseados em dados morfológicos e moleculares criaram o gênero *Ambispora* e a família Ambisporaceae, com referência ao comportamento dimórfico de algumas espécies. No entanto, Walker (2008) verificou que *Appendicispora* é homônimo de um gênero em Ascomycota denominado *Appendicospora*, descrito por Hyde (1995 *in* Walker, 2008); assim o gênero *Appendicispora* e a família Appendicisporaceae foram invalidadas e *Ambispora* e *Ambisporaceae* são os nomes atualmente válidos. Dessa forma, Walker *et al.* (2007b) descreveram a família Ambisporaceae com base no gênero válido *Ambispora*.

Em 2008, utilizando dados morfológicos e moleculares, Palenzuela *et al.* propuseram o novo gênero *Otospora*, com uma única espécie, *Otospora bareai*. Esse gênero é caracterizado pela formação de glomerosporos acaulosporoides, sendo incluído em Diversisporaceae com base em análises filogenéticas.

Recentemente, *Scutellospora* foi revisado por Oehl *et al.* (2008) os quais usando dados morfológicos e moleculares dividiram o gênero em cinco novos gêneros e três famílias. Os dados morfológicos que dão suporte aos achados moleculares são: forma e cor do escudo de germinação e número e organização das paredes. Dessa forma, foram descritos *Racocetra* e *Cetraspora* (Racocetraceae), *Dentiscutata*, *Fuscutata* e *Quatunica* (Dentiscutataceae), além de *Scutellospora* (Scutellosporaceae).

Posteriormente, Morton e Msiska (2010) rejeitaram a proposta de divisão de *Scutellospora* utilizando também argumentos morfológicos e moleculares. Esses autores reconheceram apenas o gênero *Racocetra*, ficando a família Gigasporaceae com os gêneros *Gigaspora*, *Scutellospora* e *Racocetra*.

Kaonongbua *et al.* (2010) invalidaram *Kuklospora*, transferindo as duas espécies do gênero para *Acaulospora*, levando em consideração dados moleculares que indicaram não haver evidências suficientes para separá-las das demais espécies de *Acaulospora*.

Recentemente, Schüßler e Walker (2010) revisaram o filo Glomeromycota e propuseram novas famílias e gêneros, baseados unicamente em dados moleculares. Neste trabalho foram descritos quatro gêneros a partir de espécies de *Glomus*. A família Glomeraceae foi dividida em duas: Glomeraceae e Claroideoglomeraceae; foram incluídos três novos gêneros em Glomeraceae (*Funneliformis*, *Sclerocystis* e *Rhizophagus*), além de

Glomus. Claroideoglomeraceae possui apenas o gênero *Claroideoglomus*. Além desses, foi descrito o gênero *Redeckera*, incluído em Diversisporaceae. Apenas as espécies que puderam ser analisadas molecularmente foram transferidas para os novos gêneros. O trabalho é essencialmente molecular e não há dados morfológicos que suportem a inclusão das espécies que não foram analisadas molecularmente. Dessa forma, cerca de 80 espécies de *Glomus* ficaram com posição incerta, mas mantidas no antigo gênero. Schüßler e Walker (2010) afirmaram que os seus achados moleculares dão suporte a alguns clados da revisão de *Scutellospora* proposta por Oehl *et al.* (2008); no entanto, não aceitam os novos táxons, por não concordarem com as características morfológicas utilizadas. Além da descrição de novos gêneros, Schüßler e Walker (2010) sinonimizaram o gênero *Intraspora* com *Archaeospora*.

Em 2011, utilizando dados morfológicos e moleculares, Oehl *et al.* (2011e) revisaram as espécies com formação de esporos glomoides (Glomerales e Diversisporales) e propuseram três novos gêneros: *Septoglomus* e *Simiglomus*, na família Glomeraceae e *Viscospora* em Claroideoglomeraceae. Dois gêneros propostos por Schüßler e Walker (2010), *Sclerocystis* e *Rhizophagus*, foram invalidados por não apresentarem suporte filogenético. Oehl *et al.* (2011c) propuseram um novo gênero denominado *Orbispora*, e as espécies *Scutellospora pernambucana* e *S. projecturata* foram transferidas para este gênero, que se caracteriza pela formação de um escudo hialino, monolobado, parecido aos ‘orbs’ formados por *K. colombiana* e por algumas espécies em Acaulosporaceae. No mesmo ano, Oehl *et al.* (2011d) revisaram o filo Glomeromycota, propondo duas novas classes (Paraglomeromycetes e Archaeosporomycetes) e uma ordem (Gigasporales).

Ainda em 2011, as espécies com formação de esporos entrofosporoide foram revisadas com base em dados morfológicos e moleculares (Oehl *et al.* 2011f), e três novos gêneros propostos: *Albahypha* (Entrophosporaceae), *Tricispora* (Diversisporaceae) e *Sacculospora* (Sacculosporaceae). Esses autores ainda sinonimizaram a família Claroideoglomeraceae com a família Entrophosporaceae.

Em 2012, Goto *et al.* (2012) utilizando dados morfológicos e moleculares propuseram a criação de dois novos gêneros: *Intraornatospora* com a transferência de *Racocetra intraornata* para esse gênero e *Paradentiscutata*, com a descrição de duas novas espécies: *Paradentiscutata bahiana* (espécie tipo) e *P. maritima*. Esses dois novos gêneros foram abrigados na nova família Intraornatosporaceae, em Gigasporales.

No presente trabalho, será utilizada a seguinte classificação (Oehl *et al.*, 2011b; Goto *et al.*, 2012):

Filo: Glomeromycota

Classe: Glomeromycetes

Ordens: Glomerales

Família: Glomeraceae (*Glomus*, *Funneliformis*, *Simiglomus*, *Septoglomus*)

Entrophosporaceae (*Albahypha*, *Entrophospora*, *Claroideoglomus*, *Viscospora*),

Diversisporales

Famílias: Diversisporaceae (*Tricispora*, *Diversispora*, *Redeckera* e *Otospora*),

Acaulosporaceae (*Acaulospora* e *Kuklospora*)

Pacisporaceae (*Pacispora*), Sacculosporaceae (*Sacculospora*)

Gigasporales

Famílias: Gigasporaceae (*Gigaspora*), Scutellosporaceae

(*Orbispora* e *Scutellospora*), Racocetraceae (*Racocetra* e *Cetraspora*),

Dentiscutataceae (*Dentiscutata*, *Fuscutata* e *Quatunica*) e

Intraornatosporaceae (*Intraornatospora* e *Paradentiscutata*)

Classe: Paraglomeromycetes

Ordem: Paraglomerales

Família: Paraglomeraceae (*Paraglomus*)

Classe: Archaeosporomycetes

Ordem: Archaeosporales

Famílias: Geosiphonaceae (*Geosiphon*), Archaeosporaceae

(*Archaeospora* e *Intraspora*), Ambisporaceae (*Ambispora*)

3. DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM ÁREAS DE DUNAS E RESTINGAS NO NORDESTE DO BRASIL¹

Resumo

A diversidade de espécies e a composição das comunidades de FMA foram investigadas em áreas de mata nativa (= mata de restinga arbórea), restinga praiana e dunas revegetadas em 1989 e 2001, após atividade de mineração, no nordeste brasileiro. Coletas de solo foram realizadas nos períodos seco (março) e chuvoso (setembro) de 2009, no município de Mataraca, Paraíba, Brasil. Com base na morfologia dos glomerosporos foram registradas 34 espécies de FMA, sendo 29 identificadas nas amostras de campo e cinco após culturas armadilhas, com maior diversidade e riqueza na duna revegetada em 2001. O esforço amostral permitiu acessar entre 70-80% das espécies estimadas pelo índice de Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1). Entre as espécies generalistas, *Gigaspora margarita* foi a única encontrada em todas as áreas e nos dois períodos de coleta. A similaridade de espécies de FMA entre as áreas revegetadas e a restinga praiana (área natural) foi >60%, suportando a hipótese que esta área serve de fonte de propágulos, mas o substrato de produção das mudas também podem trazer novas espécies, possibilitado a recuperação da comunidade de FMA nas dunas mineradas e revegetadas.

Palavras-Chave: curvas de acumulação de espécies; índices de diversidade; mineração; restingas; revegetação; riqueza de espécies de FMA

¹ Trabalho publicado como Silva, D.K.A., Pereira, C.M.R., Souza, R.G., Silva, G.A., Oehl, F., Maia, L.C. 2012. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in restinga and dunes areas in Brazilian Northeast. *Biodiversity and Conservation* 21: 2361-2373.

Introdução

As restingas, ecossistemas costeiros, pertencem ao Bioma Mata Atlântica e ocupam cerca de 80% da costa brasileira (Lacerda *et al.*, 1993). Esses ambientes são caracterizados pelo tipo de vegetação, adaptado às condições do solo e clima e a consideráveis níveis de estresse, principalmente pela deficiência de nutrientes, baixos teores de matéria orgânica, elevada insolação, alta salinidade, ampla variação de umidade e temperatura e fortes ventos (Santos *et al.*, 2000, Escaray *et al.*, 2010). Devido às fortes pressões antrópicas (Zamith e Scarano, 2006), principalmente relativas ao extrativismo mineral, que constitui um dos fatores de degradação do ambiente costeiro, as restingas estão comprometidas do ponto de vista ecológico.

A mineração é uma das atividades antrópicas que causam impacto ao solo devido à retirada da sua camada superficial, comprometendo a saúde do solo, a microbiota edáfica e o processo de regeneração natural das espécies nativas (Caproni *et al.*, 2003). A degradação da paisagem é uma das consequências negativas da mineração a céu aberto (Andres e Mateos, 2006), sendo a recuperação das condições ambientais e da diversidade de espécies prevista pelos órgãos ambientais brasileiros (Zeppelini *et al.*, 2009).

Neste sentido, os micro-organismos exercem papel fundamental no desenvolvimento das comunidades de dunas (Emery e Rudgers, 2010), por participarem de processos de transformação de matéria e energia que são importantes para o funcionamento e o equilíbrio dos ecossistemas (Fillip, 2002). Entre os grupos de micro-organismos destacam-se, além das bactérias fixadoras de nitrogênio, os fungos micorrízicos arbusculares (FMA). Esses fungos formam associação mutualista com raízes da maioria das espécies vegetais. Essa simbiose (micorriza arbuscular) é de fundamental importância no sucesso do estabelecimento da vegetação, principalmente em ambientes extremos com fatores edáfo-climáticos limitantes, como as dunas (Stürmer *et al.*, 2010).

Os FMA beneficiam o hospedeiro de forma direta, por aumentar a sua nutrição mineral, e indiretamente, promovendo maior tolerância a condições restritivas de origem biótica ou abiótica (Córdoba *et al.*, 2002). Esses fungos estão inseridos no filo Glomeromycota, que apresenta cerca de 250 espécies descritas (www.mycobank.com) e sua taxonomia está baseada na morfologia dos esporos assexuais, denominados glomerosporos (Goto e Maia, 2006). Devido à importância ambiental, os FMA podem ser utilizados como indicadores de qualidade do solo (Schloter *et al.*, 2003) e avaliações que contemplem a diversidade e a dinâmica desses fungos são importantes em estudos

ecológicos.

Os índices ecológicos são utilizados para avaliar comunidades dentro de um ecossistema, sendo úteis também para evidenciar os padrões de esporulação das populações de FMA associados à sucessão florestal (Caproni *et al.*, 2003). A curva de acumulação de espécies ou curva do coletor é uma estimativa que surgiu da relação espécie-área e é utilizada para determinar se o esforço amostral foi suficiente para acessar a riqueza do local (Schilling e Batista, 2008). Aliadas a essas curvas podem ser usados índices que irão calcular a riqueza esperada para a comunidade avaliada. Neste sentido, estudos que utilizem os índices de diversidade são úteis para o monitoramento de áreas que estão em processo de recuperação, propiciando sua mensuração.

Vários estudos taxonômicos e ecológicos de FMA em áreas de dunas e restingas foram realizados, principalmente, nos EUA (Koske e Halvorson, 1981; Rose, 1988; Gemma e Koske, 1997), Japão (Abe *et al.*, 1994), México (Corkidi e Rincón, 1997), Índia (Beena *et al.*, 2000), Itália (Turrini *et al.*, 2010), Islândia (Greipsson e El-Mayas, 2000) e Polônia (Blaszkowski, 1993 e 1994; Tadych e Blaszkowski, 2000; Blaszkowski *et al.*, 2002), entre outros.

No Brasil, comunidades de FMA em ambientes de dunas foram objeto de alguns estudos, como os de Trufem *et al.* (1989 e 1994), Stürmer e Bellei (1994) e Córdoba *et al.* (2001). Mais recentemente, Souza *et al.* (2010, 2012 e 2013) demonstraram em áreas de dunas no litoral do Nordeste que a atividade mineradora ocasiona redução na comunidade de FMA e que a prática de revegetação pode contribuir para o restabelecimento da atividade funcional desses fungos.

Neste estudo, nós determinamos a diversidade de espécies e a composição das comunidades de FMA, testando a hipótese de que as áreas naturais são uma fonte de propágulos para o estabelecimento dos FMA nas áreas revegetadas, aplicando índices ecológicos para melhor entendimento da ocorrência dos FMA em áreas naturais e revegetadas após atividade de mineração no nordeste brasileiro.

Material e Métodos

Área de estudo

As áreas de dunas estudadas são de propriedade da empresa “Millennium Inorganic Chemicals Mineração, a Cristal Company” e localizam-se no Município de Mataraca, ao norte do Estado da Paraíba (6°28'20"-6°30'00"S, 34°55'50"-34°57'10"W). Nessas áreas,

são extraídos diversos minerais pesados (ilmenita, zirconita, cianita e rutilo) após a retirada completa da cobertura vegetal e remoção de aproximadamente 30 cm da camada superficial do solo.

O clima é tropical chuvoso (tipo Am de Köppen), com período de seca curto (quatro meses) e temperatura média anual de 25,5 °C, variando de 23,7 °C, em julho, a 26,8 °C em dezembro. A precipitação média considerando os três meses anteriores ao período de coleta foi de 95,5 mm na coleta de março (período seco) e de 274,0 mm na coleta de setembro (período chuvoso) (Dados fornecidos pela Millenium Inorganic Chemicals – A Cristal Company).

As áreas estudadas foram as seguintes: (a) mata de restinga arbórea ou mata nativa (MN) – área constituída de árvores em geral medindo entre 4 e 10 metros, onde também são encontradas epífitas e lianas nos troncos e copas das árvores. Principais espécies arbóreas: *Tabebuia roseo-alba* (Ridl.) Sandw, *Ziziphus joazeiro* Mart., *Psidium decussatum* D.C., *Xylopia nitida* Dun., *Buchenavia capitata* (Vahl.) Eichl., *Duguetia gardneriana* Mart., *Hymenia rubriflora* Ducke var. *glabra* Lee, *Apeiba tibourbou* Aubl. (Oliveira-Filho e Carvalho, 1993). (b) Restinga praiana (RES) – área com vegetação que ocorre adjacente à praia, caracterizada por ser rasteira e dominada por *Sporobolus virginicus* (L.) Kunth e *Ipomoea pes-caprae* (L.) Sweet (Oliveira-Filho e Carvalho, 1993). (c) Dunas revegetadas – áreas reconstituídas em 1989 (c) e em 2001 (d) (R1989 e R2001, ou seja, áreas com 20 e 8 anos de revegetação no momento da coleta, respectivamente), após atividade mineradora. Entre outras, foram plantadas mudas das seguintes espécies: *Anacardium occidentale* L., *Tabebuia roseo-alba* (Ridl.) Sandw, *Tocoyena selleana* Schum., *Guazuma ulmifolia* Lam. e *Zizyphus joazeiro* Mart. (Souza et al., 2010). A classificação das áreas quanto à formação florística foi baseada em Oliveira-Filho e Carvalho (1993).

Amostragem

Coletas de solo rizosférico foram realizadas em março (período seco) e setembro (período chuvoso) de 2009. Em cada área (MN-controle, RES, R1989 e R2001) coletaram-se nove amostras (compostas de três subamostras) na profundidade de 0-20 cm, distantes 20 m entre si. Cada subamostra constou de cerca de 1,5 Kg de solo, perfazendo aproximadamente 5 Kg por amostra. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas para o Laboratório de Micorrizas da Universidade Federal de Pernambuco

(UFPE). Parte das amostras de solo foi enviada ao Instituto Agronômico de Pernambuco para caracterização química (Tabela 1) e outra parte utilizada para avaliação direta da comunidade de FMA e montagem de culturas armadilhas.

Tabela 1. Características químicas do solo em áreas de mata de restinga arbórea nativa – mata nativa (=mata de restinga arbórea), área de restinga praiana e dunas revegetadas em 1989 e em 2001, e nos períodos seco (S) e chuvoso (C).

Áreas	Periodos	pH	P	K	Al	Ca	Mg	Fe	CTC	MO
		H ₂ O	mg dm ³	-----cmolc dm ³ -----						g Kg ⁻¹
Mata nativa	S	5,23	3,67	0,08	0,10	2,00	0,68	62,73	7,16	3,15
	C	5,53	3,33	0,05	0,03	1,57	0,60	70,33	5,58	2,65
R1989	S	5,13	16,33	0,07	0,13	1,50	0,62	67,43	5,76	2,87
	C	5,10	20,33	0,04	0,10	2,07	0,73	51,83	6,56	2,85
R2001	S	5,57	11,00	0,06	0,00	2,03	0,55	101,20	5,57	1,89
	C	5,43	9,00	0,02	0,07	2,02	0,60	64,83	4,99	2,63
Restinga praiana	S	5,90	5,00	0,05	0,03	1,17	0,62	20,63	3,93	1,91
	C	6,20	3,33	0,05	0,00	1,22	0,58	20,97	2,92	1,89

Culturas armadilhas

As culturas armadilhas foram montadas para cada coleta, a partir de amostras compostas das áreas, sendo utilizados três hospedeiros vegetais separadamente: milho (*Zea mays* L.), amendoim (*Arachis hypogaea* L.) e girassol (*Helianthus annuus* L.). Foram feitas três repetições de cada amostra composta por área, totalizando três potes de cada área por hospedeiro, ou seja, 12 potes/hospedeiros. Os recipientes com aproximadamente 500g de solo da área (não diluído) foram mantidos em casa de vegetação por dois ciclos de três meses cada, com regas em dias alternados.

Identificação das espécies de FMA

Os glomerosporos foram extraídos de amostras de 50 mL de solo de campo e de amostras de 20 g de solo das culturas armadilhas pela técnica de peneiramento úmido (Gerdemann e Nicolson, 1963) e centrifugação em água e sacarose a 50% (modificado de

Jenkins, 1964). Posteriormente, os glomerosporos extraídos do solo de campo e das culturas armadilhas foram separados por morfotipos e montados em lâminas com álcool-polivinílico em lactoglicerol (PVLG) e PVLG + reagente de Melzer (1:1 v/v) para identificação das espécies de FMA, realizada com auxílio de bibliografia específica (Schenck e Pérez, 1990), publicações com descrições de novas espécies e consulta ao banco de dados da International Culture Collection of Arbuscular Mycorrhizal Fungi – INVAM (<http://invam.caf.wvu.edu>) e do Department of Plant Pathology, University of Agriculture in Szczecin, Poland (<http://www.agro.ar.szczecin.pl/~jblaszkowski/>).

Índices ecológicos

Os índices de diversidade de espécies de Shannon, de Margalef, de equitabilidade de Pielou e de dominância de Simpson foram calculados para análise das comunidades de FMA dos esporos identificados diretamente do campo. O índice de diversidade de Shannon (H') foi calculado de acordo com a equação: $-\sum (P_i \ln [P_i])$; onde $P_i = n_i/N$, n_i = número de indivíduos (esporos) da espécie i , e N = número total de indivíduos (esporos) de todas as espécies. O índice de Margalef foi calculado pela equação $d = S-1/\log (N)$, onde S é o número de espécies e N é o número total de esporos na amostra. A equitabilidade de Pielou foi obtida pela equação $J' = H'/\log (S)$ em que H' é o valor obtido pelo índice de Shannon e S é o número total de espécies. O índice de dominância de Simpson (C) foi calculado pela equação $C = \sum (n_i (n_i - 1)/N(N - 1))$. A riqueza de espécies foi determinada pelo número total de espécies identificadas em cada área e o número estimado de espécies foi calculado utilizando-se o índice de Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1). Para definir a similaridade entre as comunidades de FMA foi utilizado o Índice de Sørensen (Brower e Zar, 1984). Foram consideradas as seguintes categorias de frequência de ocorrência (FO): dominante (>50%), muito comum (31-50%), comum (10-30%) e rara (<10%), segundo 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), segundo Stürmer e Siqueira (2011). A análise de agrupamento e a curva de acumulação de espécies foram realizadas com auxílio do programa Primer 6.0 (Clarke e Gorley, 2006).

Resultados

Foram registradas 34 espécies de FMA pertencentes a 14 gêneros e 10 famílias de Glomeromycota (Acaulosporaceae, Ambisporaceae, Dentiscutataceae, Entrophosporaceae, Gigasporaceae, Glomeraceae, Intraornatosporaceae, Pacisporaceae, Racocetraceae e Scutellosporaceae) (Tabela 2). Dessas espécies, 25 foram registradas no período seco e 30 no chuvoso, com similaridade de 77% entre os dois períodos.

O maior número de espécies identificadas pertence ao gênero *Acaulospora* (oito), seguido por *Glomus* (seis) e *Racocetra* (cinco espécies). *Gigaspora* foi representada por três espécies e *Dentiscutata* e *Funneliformis* por duas espécies cada. Apenas um táxon foi identificado para *Ambispora*, *Cetraspora*, *Claroideoglomus*, *Fuscutata*, *Orbispora*, *Pacispora*, *Paradentiscutata* e *Scutellospora*. Desse modo, a representatividade dos gêneros correspondeu a: 23,50% (*Acaulospora*), 17,6% (*Glomus*), 14,70% (*Racocetra*), 9% (*Gigaspora*), 5,90% (*Dentiscutata* e *Funneliformis*) e 2,9% (*Ambispora*, *Cetraspora*, *Claroideoglomus*, *Fuscutata*, *Orbispora*, *Pacispora*, *Paradentiscutata* e *Scutellospora*). A representatividade das espécies que produzem esporos gigasporóides (*Gigaspora*, *Racocetra*, *Cetraspora*, *Fuscutata*, *Dentiscutata*, *Paradentiscutata*, *Orbispora* e *Scutellospora*) correspondeu aproximadamente a 44%, seguida por espécies que produzem esporos glomóides (30%) e acaulosporóides (26%) (Tabela 2).

Tabela 2. Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em áreas de duna de restinga arbórea – mata nativa (MN) e dunas revegetadas em 1989 (R1989), 2001 (R2001), e área de restinga praiana (RES) nos períodos seco (S), chuvoso (C) e nas culturas armadilhas (CA)

Species of AMF	MN				R1989				R2001				RES			
	S	C	CA	FO	S	C	CA	FO	S	C	CA	FO	S	C	CA	FO
Diversisporales																
Acaulosporaceae																
<i>Acaulospora foveata</i>					x	x	x	d	x	x	x	d		x		r
<i>A. mellea</i>					x	x		d		x		c				
<i>A. morrowiae</i>									x			c				
<i>A. sieverdingii</i>									x			r		x		r
<i>A. rehmsii</i>															x	
<i>A. scrobiculata</i>	x	x		c	x	x	x	mc	x	x	x	mc		x	x	c
<i>A. spinosa</i>						x		c	x	x		c				
<i>A. tuberculata</i>									x	x	x	c		x		r
Pacisporaceae																
<i>Pacispora boliviana</i>		x		r												
Gigasporales																
Scutellosporaceae																
<i>Scutellospora aurigloba</i>										x		c		x		c
<i>Orbispora pernambucana</i>	x	x		c									x			r
Gigasporaceae																
<i>Gigaspora decipiens</i>		x	x	r			x				x			x	x	r
<i>G. gigantea</i>		x	x	r			x			x	x	r		x		r
<i>G. margarita</i>	x	x	x	d	x	x	x	c	x	x	x	c	x	x	x	c
Dentiscutataceae																
<i>Dentiscutata cerradensis</i>			x		x			c	x	x	x	c				
<i>D. scutata</i>							x			x		r				
<i>Fuscutata savannicola</i>									x	x		c				
Intraornatosporaceae																
<i>Paradentiscutata maritima</i>									x	x	x	c	x	x	x	c

Table 2 (continued) Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in areas of natural restinga forest (NRF) and dunes revegetated in 1989 (R20) and 2001 (R8), and seaside restinga (SSR) during the dry (D) and wet (W) seasons and in trap cultures (TC)

Species of AMF	MN				R1989				R2001				RES			
	S	C	CA	FO	S	C	CA	FO	S	C	CA	FO	S	C	CA	FO
Gigasporales																
Racocetraceae																
<i>Cetraspora pellucida</i>		x		r											x	
<i>Racocetra castanea</i>							x						x			r
<i>R. coralloidea</i>					x	x	x	c		x	x	c	x	x		c
<i>R. fulgida</i>	x			r	x		x	c	x			r	x	x		c
<i>R. tropicana</i>					x	x	x	c	x	x	x	c		x		r
<i>R. verrucosa</i>					x			r		x	x	r		x		c
Glomerales																
Entrophosporaceae																
<i>Claroideoglosum etunicatum</i>		x		c						x		r				
Glomeraceae																
<i>Funneliformis geosporus</i>		x		r												
<i>F. halonatus</i>	x	x	x	mc						x		r				
<i>Glomus ambisporum</i>													x	x		c
<i>G. brohultii</i>	x			c					x	x		c				
<i>G. glomerulatum</i>	x	x	x	mc	x	x	x	mc	x			r	x		x	r
<i>G. rubiforme</i>													x			r
<i>G. sinuosum</i>		x		c	x	x	x	c	x	x	x	mc	x		x	c
<i>G. taiwanense</i>					x			c			x					
Archaeosporales																
Ambisporaceae																
<i>Ambispora appendicula</i>		x	x	r			x		x	x	x	c	x	x	x	c
Riqueza de espécies	7	12	7		12	9	13		16	21	14		11	15	9	

A frequência de ocorrência (FO) foi calculada apenas para as amostras de campo e considerando as duas coletas, considerando as seguintes categorias D=dominante;

MC=muito comum; C=comum e R=rara.

Maior riqueza de espécies foi observada na área de duna revegetada em 2001, com 25 táxons, seguida pela restinga praiana com 20; na mata nativa e na duna revegetada em 1989 foram registradas 14 e 13, respectivamente.

Apenas uma espécie, *Gigaspora margarita*, foi encontrada em todas as áreas nos dois períodos de coleta. Sete espécies foram consideradas generalistas (20,5%), 20 foram classificadas como intermediárias (59%) e sete foram exclusivas a uma das áreas (20,5%) (Tabela 2). As espécies *Acaulospora morrowiae* e *Fuscutata savannicola* foram exclusivas da R2001; enquanto, *Funneliformis geosporum* e *Pacispora boliviana* foram exclusivas da MN e *Acaulospora rehmanii*, *Glomus ambisporum* e *Glomus rubiforme* só foram registradas na RES (Tabela 2). As culturas armadilhas permitiram o registro de espécies que não haviam sido recuperadas nas amostras de campo, sobretudo na R1989, que permitiram o registro de mais cinco espécies que não haviam sido observadas nas amostras de campo, sendo elas: *Ambispora appendicula*, *Dentiscutata scutata*, *Gigaspora decipiens* e *G. gigantea* e *Racocetra castanea* (Tabela 2).

A comunidade de FMA na RES apresenta cerca de 70% de similaridade com a comunidade da R2001, e estas são cerca de 60% similares a registrada na R1989. As dunas revegetadas e RES apresentaram aproximadamente 45% de similaridade com MN (Figura 1). Baseado no índice de riqueza de Jackknife primeira ordem (Jackknife 1), o número estimado de espécies foi de 20 para a área de referência (MN), 16 para R1989, 34 para a R2001 e 31 espécies para RES (Figura 2).

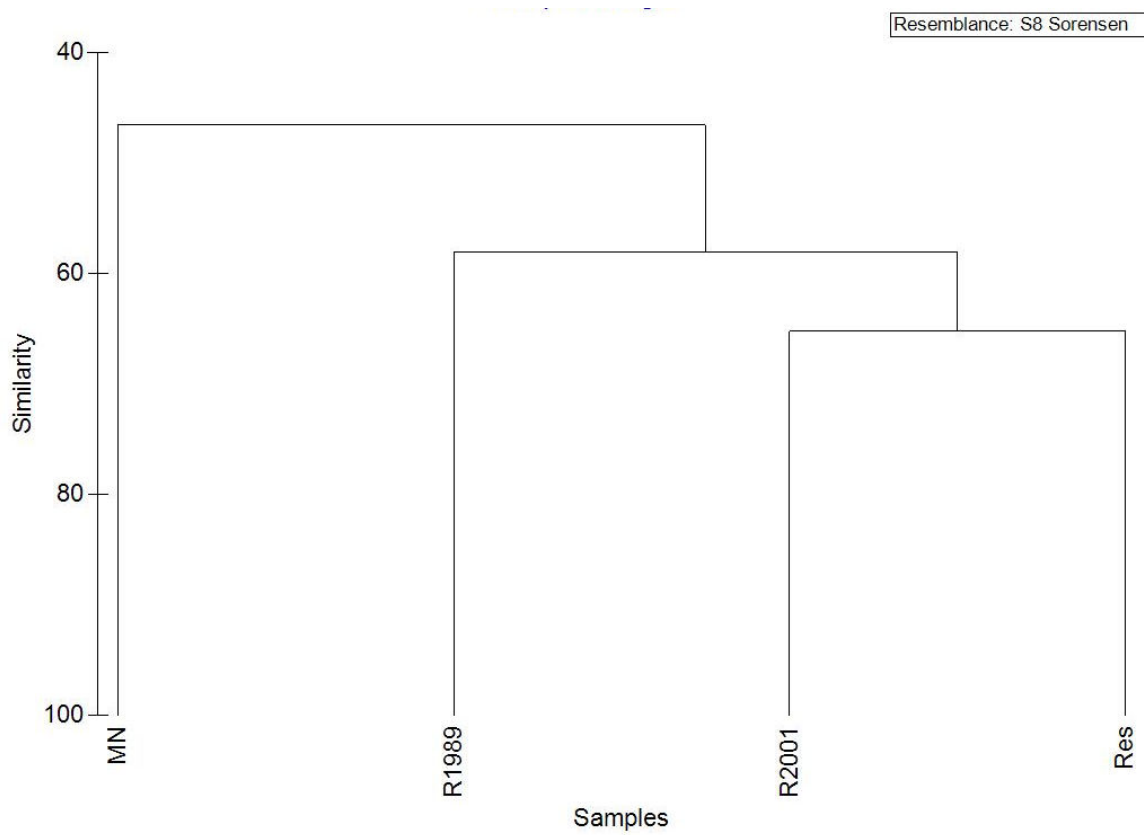


Figura 1. Similaridade de espécies de FMA (baseada no índice de Sørensen) entre as áreas estudadas (mata nativa e dunas revegetadas em 1989 e em 2001, e área de restinga praiana), no município de Mataraca, Paraíba, Brasil.

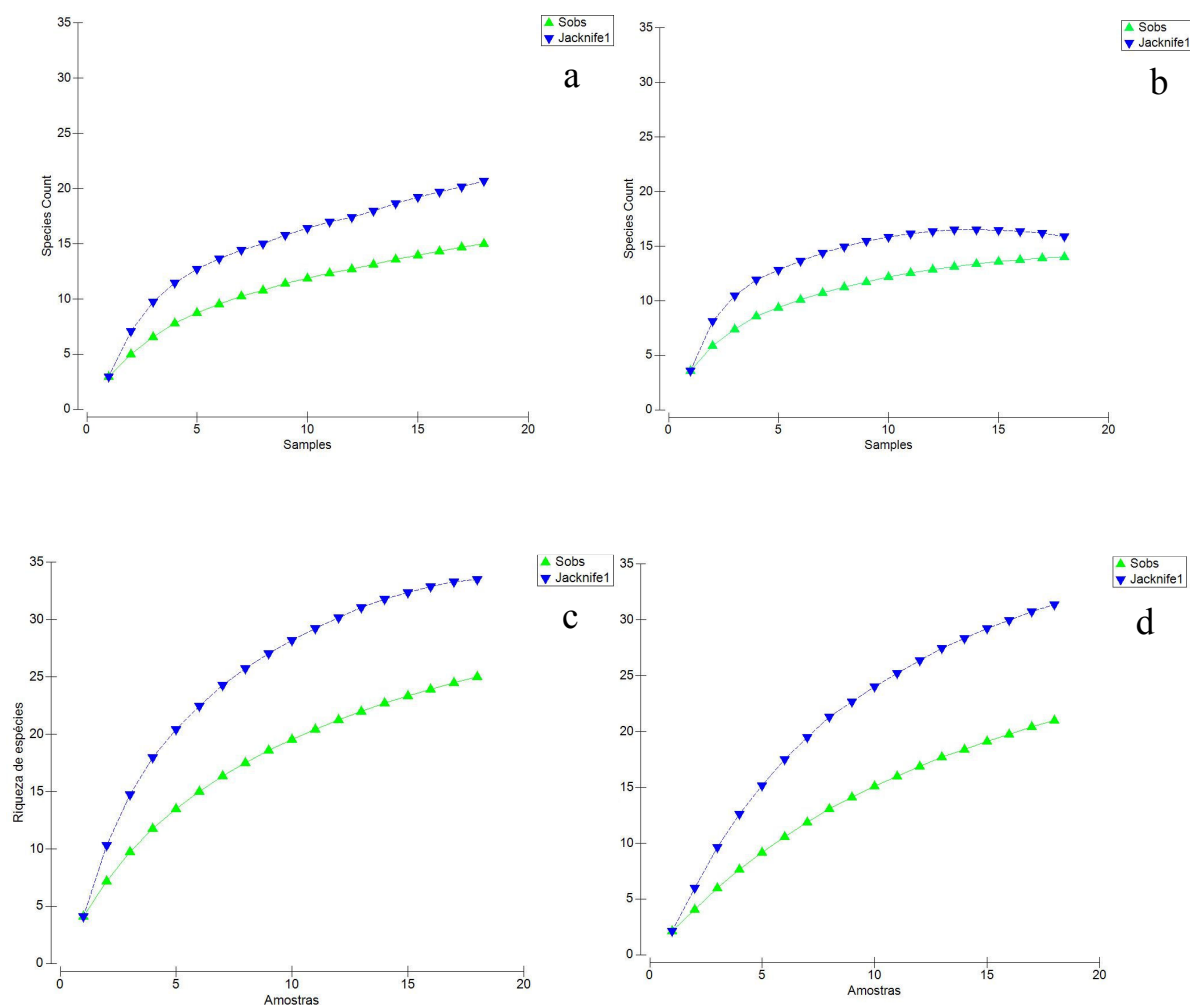


Figura 2. Curva de acumulação de espécies baseada nas espécies observadas (Sobs) e estimativa de riqueza pelo índice Jackknife primeira ordem (Jackknife 1), nas áreas de mata nativa (a), duna revegetada em 1989 (b) e em 2001 (c), restinga praiana (d), no município de Mataraca, Paraíba, Brasil.

Os índices de diversidade de Shannon e de Margalef foram maiores na área de R2001 seguida pela RES, MN e R1989. As áreas revegetadas apresentaram os maiores valores dos índices de equitabilidade de Pielou e dominância de Simpson em relação às áreas naturais (Tabela 3).

Tabela 3. Número de espécies, índices de diversidade de Shannon e Margalef, equitabilidade de Pielou e diversidade de Simpson em áreas de restinga arbórea – mata nativa, dunas revegetadas em 1989 (R1989) e 2001 (R2001) e área de restinga praiana (RES) independente do período de coleta.

Áreas	S	H'	d	J'	C
Mata nativa	14	2,68	2,58	0,70	0,80
Duna revegetada em 1989	13	2,79	2,25	0,75	0,81
Duna revegetada em 2001	25	4,04	4,80	0,87	0,93
Restinga praiana	21	3,97	3,90	0,67	0,77

S= número de espécies; H'= índice de Shannon; d= índice de Margalef; J'= equitabilidade de Pielou e C= diversidade de Simpson

Discussão

De acordo com o tipo de formação do esporo, as espécies de FMA podem ser divididas em acaulosporoide, glomoide (*sensu lato*) e gigasporoide (*sensu lato*). Neste estudo, foi observada a predominância de espécies com esporos gigasporoides (nesse caso, todas as espécies registradas em Gigasporales), seguida por aquelas com esporos glomoides (todas as espécies em Glomerales e uma em Pacisporaceae) e esporos acaulosporoides (todas as espécies registradas em Acaulosporaceae e uma em Ambisporaceae). Predominância de espécies com esporos gigasporoides também foi observada em dunas de Santa Catarina (Córdoba *et al.*, 2001) e em dunas dos Estados Unidos (Koske e Halvorson, 1981), enquanto predominância de esporos glomoides foi observada em estudo prévio na mesma área estudada (Souza *et al.*, 2013) e em dunas na Itália (Turrini *et al.*, 2010) e Polônia (Błaszowski *et al.*, 2002).

Considerando os gêneros individualmente, *Acaulospora* e *Glomus* predominaram em número de espécies. A dominância de gêneros de FMA em alguns ambientes pode ser atribuída a diversos fatores do ambiente, como: características físicas e químicas do solo, características morfofisiológicas das plantas, compatibilidade entre os hospedeiros e as espécies de FMA, dispersão dos fungos, entre outros (Zangaro e Moreira, 2010). Além disso, esses dois gêneros são os que mais possuem espécies descritas, o que também favorece a maior recuperação de espécies em diversos ambientes, tais como, em área de Caatinga (Maia *et al.*, 2010), Mata Atlântica (Stürmer *et al.*, 2006) e na Amazônia (Stürmer e Siqueira, 2011), além de áreas revegetadas após mineração de bauxita (Caproni *et al.*, 2003).

Vinte e nove espécies de FMA haviam sido registradas anteriormente nas áreas investigadas (Souza *et al.*, 2013), enquanto no presente trabalho 34 espécies foram registradas, das quais 16 não foram registradas em estudos anteriores. A RES não foi estudada por Souza *et al.* (2013), o que pode explicar o aumento no registro de táxons, visto que a RES apresenta elevada riqueza de espécies, com 22 espécies registradas no presente trabalho. Pela proximidade do mar, esta área apresenta elevada insolação, fortes ventos e influência direta do *spray* de sal. Essas condições podem favorecer a esporulação (Azevedo, 2010), o que permitiu o registro de mais espécies revelando índices de riqueza e diversidade de espécies de FMA elevados nesta área quando comparada com a MN, onde esses efeitos são minimizados pela distância do mar.

Apesar da alta similaridade de espécies de FMA entre os períodos de coleta, as comunidades de FMA diferiram entre as áreas estudadas, com diferença na predominância de gêneros nos diversos ambientes analisados. Na área de referência (MN), por exemplo, *Glomus* e *Gigaspora* predominaram, enquanto nas áreas revegetadas (R1989 e R2001) e RES o gênero *Acaulospora* foi o mais predominante, e aumentou a ocorrência de *Dentiscutataceae* (*Dentiscutata* e *Fuscutata*). Rose (1988) também observou que a distribuição e a abundância das espécies de FMA variavam com a vegetação e o estado sucessional das dunas, embora não diferissem entre as épocas de amostragem. Córdoba *et al.* (2001) também reportou alternância na predominância de gêneros com a distância do mar, com predominância de *Glomus* nas dunas fixas e *Scutellospora* nas dunas embrionárias.

A composição das espécies nas áreas revegetadas (R1989 e R2011) e na RES reflete o papel funcional dos FMA, uma vez que nessas áreas predominaram fungos que produzem grandes esporos (*Gigaspora*, *Scutellospora*, *Racocetra*, *Paradentiscutata*, *Dentiscutata*, *Cetraspora* e *Fuscutata*) e elevada quantidade de micélio no solo (Hart e Reader, 2002). Essas características são importantes para a recuperação edáfica das áreas, visto que os FMA contribuem para melhoria da agregação do solo e são conhecidas como estruturadoras físicas do solo (Córdoba *et al.*, 2001). A ação das hifas na agregação física das partículas de solo é ampliada pela glomalina, glicoproteína com propriedade cimentante produzida pelos FMA e que promove a formação e a estabilidade de agregados (Rillig *et al.* 2003), além de ser considerada estoque de carbono no solo (Treseder e Turner 2007).

A similaridade de espécies de FMA entre as áreas revegetadas (R1989 e R2001) e RES indica, possivelmente, que esta área preservada serve de fonte de propágulos e tem possibilitado a recuperação da comunidade de FMA. Além disso, o substrato de produção das mudas também pode ser um fator de adição de espécies para as dunas revegetadas, como sugerido por Souza *et al.* (2010, 2013), considerando que a área revegetada em 2001 apresentou maior riqueza de espécies que as áreas naturais.

A maior parte das espécies de FMA registradas nesse estudo foi de ocorrência intermediária, como observado também em áreas sob diferentes sistemas de uso do solo na Amazônia (Stürmer e Siqueira, 2011). R2001 e RES apresentaram o maior número de espécies estimadas pelo índice de Jackknife. O esforço amostral não foi suficiente para registrar todas as espécies, mas permitiu acessar entre 70-80% das espécies estimadas para as áreas pelo índice de Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1). Considerando que as curvas de acumulação de espécies para as áreas estudadas não atingiram o ponto de estabilização (plateau) novas coletas devem ser realizadas para acessar de modo mais completo a riqueza de FMA nessas áreas.

Poucos estudos têm utilizado a curva de acumulação de espécies comparada com estimadores de riqueza para determinar o número esperado de espécies nos estudos de diversidade e riqueza de FMA (Picone, 2000; Whitcomb e Stutz, 2007; Stürmer e Siqueira, 2011). Em áreas sob diferentes sistemas de uso do solo na região amazônica, Stürmer e Siqueira (2011) também observaram pela curva de acumulação de espécies que na maioria das áreas estudadas a amostragem não foi suficiente para detectar todas as espécies de FMA.

Estudos ecológicos baseados apenas na morfologia dos glomerosporos têm sido questionados por não acessarem os FMA não esporulantes, entretanto, fornecem subsídios para o entendimento da ocorrência de FMA em diversos ecossistemas. A diversidade morfológica de FMA indica o papel funcional desses fungos, o que foi traduzido pelas diferenças nas comunidades entre os diversos ambientes analisados. Estudos taxonômicos e ecológicos em ambientes naturais e impactados, como os de dunas, devem ser incentivados incluindo o emprego de técnicas moleculares, para que se possa obter dados mais completos sobre a ocorrência, diversidade e dinâmica desses simbioses.

4. COMUNIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM GRADIENTE VEGETACIONAL DE 'RESTINGAS' NO LITORAL DA PARAÍBA, NORDESTE BRASILEIRO¹

Resumo

A vegetação afeta diretamente a composição das comunidades microbianas do solo e as áreas de dunas constituem uma oportunidade para estudar a sucessão de plantas e de fungos micorrízicos arbusculares (FMA), pois apresentam vários estádios sucessionais formando gradientes ambientais. Para testar as hipóteses de que a riqueza e a diversidade de espécies de FMA aumentam com a distância do mar e que há influência da vegetação sobre a comunidade desses fungos, foi determinada a comunidade de FMA e discutidos aspectos relativos à riqueza, abundância e frequência de espécies desse grupo em áreas de restinga no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro. Coletas de solo foram realizadas em março, julho e novembro de 2010 e 2011, em três áreas de restinga (herbácea, arbustiva e arbórea) que formam um gradiente ambiental no sentido praia-continente. O gradiente vegetacional influenciou diferentemente as comunidades de FMA com maior esporulação na área mais distante do mar e maior número de propágulos infectivos na restinga herbácea. Cinquenta espécies de FMA pertencentes a 15 gêneros e 10 famílias foram identificadas. Dessas, 23 foram exclusivas para uma das áreas, 24 ocorreram em duas delas e apenas três (*Cetraspora* sp.1, *Glomus microcarpum* e *Glomus* sp.4) foram registrados nas três áreas. De maneira geral, *Glomus* e *Acaulospora* foram os gêneros mais representativos em número de espécies. As restingas arbustiva e herbácea apresentaram maior número de espécies indicadoras: *Ambispora appendicula*, *Gigaspora gigantea* e *Paradentiscutata maritima* da arbustiva e *Cetraspora* sp.1, *Cetraspora* sp.3 e *Glomus sinuosum* da herbácea. *Funneliformis halonatus* foi a única espécie indicadora da restinga arbórea. As áreas mais próximas ao mar selecionam espécies mais adaptadas a essas condições, e apresentam maior diversidade em relação à área mais distante do mar. Assim, as áreas estudadas podem ser consideradas *hot spots* de conservação da diversidade de FMA.

Palavras-chave: ecossistemas costeiros terrestres, ecologia de FMA, Mata Atlântica, diversidade de FMA, espécie indicadora.

¹Artigo a ser submetido para publicação como Silva, D.K.A.; Souza, R.G.; Velez, B.A.A.; Oehl, F.; Silva, G.A.; Maia, L.C. Comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em gradiente vegetacional em 'restingas' no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro. Fungal Diversity.

Introdução

Os ecossistemas costeiros terrestres são ambientes naturalmente frágeis, pois uma pequena perturbação, seja natural ou induzida pelo homem, pode causar alterações progressivas em longo prazo, comprometendo sua diversidade natural (Carter 1988 *apud* Martínez *et al.*, 2008). Essas áreas apresentam características peculiares, tais como: deficiência de nutrientes e baixos teores de matéria orgânica, alta salinidade, alta insolação, ampla variação de umidade e temperatura e fortes ventos (Yamato *et al.*, 2012). Os ambientes costeiros são de extrema importância ecológica, desempenhando diversos serviços ecossistêmicos, entre os quais: proteção da costa, controle de erosão, captação e purificação de água, manutenção da fauna e flora, sequestro de carbono, além de serem utilizados para turismo, recreação e pesquisa (Barbier *et al.*, 2011).

No Brasil, os ambientes costeiros terrestres pertencem ao Bioma Mata Atlântica, ocupam aproximadamente 80 % da costa (Lacerda *et al.*, 1993) e são considerados um dos *hot spots* de conservação de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000). Apesar da elevada importância, esses ambientes estão sujeitos a perturbações naturais (espécies invasoras) e antrópicas (mineração, tráfego de pedestres, urbanização, atividades portuárias e turísticas, desmatamentos), o que compromete a ecologia do local e afeta diversas comunidades acima e abaixo do solo (Emery e Rudgers, 2010).

Estudos que levem em consideração a microbiota associada a essas áreas são importantes para a conservação local, uma vez que os micro-organismos do solo desempenham papel fundamental na manutenção dos ecossistemas terrestres. Dentre esses micro-organismos, os fungos micorrízicos arbusculares (FMA), que formam simbiose com a maioria das espécies de plantas terrestres, promovem inúmeros efeitos nas comunidades vegetais atuando como eficientes facilitadores na absorção de nutrientes, principalmente o fósforo, contribuindo assim para a manutenção do ecossistema (Tawaraya *et al.*, 2003).

Por ocorrerem de forma generalizada nos ambientes terrestres e estarem na interface solo-planta, os FMA são considerados o grupo funcional chave da biota do solo pelos benefícios nutricionais e não nutricionais proporcionados (Gianinazzi *et al.*, 2010). Esses fungos estão inseridos no filo Glomeromycota e atualmente apresentam cerca de 250 espécies descritas (www.mycobank.com). Alterações nas interações entre espécies nas comunidades acima e abaixo da superfície do solo têm influência sobre a estrutura da comunidade e propriedades associadas como riqueza taxonômica, equitabilidade e

estabilidade (Kardol e Wardle, 2010). Assim, mudanças na comunidade vegetal afeta a microbiana e vice-versa.

Estudos com fungos micorrízicos em gradiente vegetacional em áreas de dunas foram realizados na Escócia (Nicolson e Johnston, 1979), nos Estados Unidos (Rose, 1988), na Polônia (Blaszkowski, 1994), no México (Corkidi e Rincón, 1997), no Japão (Funatsu *et al.*, 2005; Yamato *et al.*, 2012), entre outros e, de maneira geral, encontraram influência do gradiente ambiental na abundância de glomerosporos, potencial de inóculo e riqueza de espécies. No Brasil, apenas dois estudos (realizados no sul do Brasil) avaliaram a influência do gradiente vegetacional sobre os FMA, sendo constatado que a riqueza de espécies aumenta com a distância do mar (Córdoba *et al.*, 2001; Cordazzo e Stürmer, 2007). No nordeste do Brasil há registro de três estudos sobre FMA em áreas de restingas e dunas (Santos *et al.*, 1995; Silva *et al.*, 2012; Souza *et al.*, 2013), mas nenhum deles aborda o efeito do gradiente vegetacional sobre a comunidade de FMA.

A caracterização das comunidades de FMA em áreas protegidas contribui para o conhecimento da importância desses locais como reservas genéticas e também para manutenção e conservação, a longo-prazo, dos simbiontes micorrízicos em seus habitats naturais (Turrini *et al.*, 2010). Assim, as áreas de restinga estudadas estão inseridas em uma reserva particular, pertencente à mineradora ‘Millenium Inorganic Chemicals – A Cristal Company’, sendo importante conhecer a estrutura das comunidades de FMA nesses ambientes, tendo em vista que estas informações podem gerar subsídios para definição de estratégias de conservação, principalmente em ambientes ameaçados, como é o caso dos ecossistemas costeiros.

Considerando os resultados observados em outras áreas de dunas, serão testadas as hipóteses de que a riqueza e a diversidade de espécies de FMA aumentam com a distância do mar e que a vegetação influencia as comunidades desses fungos. Nesse contexto, os objetivos deste trabalho foram determinar a diversidade e a estrutura da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares, e discutir aspectos sobre a riqueza, a abundância e a frequência de espécies desse grupo em três tipos de restinga, no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

Material e Métodos

Local de estudo

O local de estudo compreende áreas de restingas e dunas de propriedade da empresa A Cristal Company Millennium – Mineração-PB, localizada no Município de Mataraca, Paraíba ($6^{\circ}28'20''$ – $6^{\circ}30'00''$ S, $34^{\circ}55'50''$ – $34^{\circ}57'10''$ W). O clima do local é tropical chuvoso (tipo Am de Köppen), com um período de seca curto e temperatura média anual de $25,5^{\circ}\text{C}$ e precipitação média anual de 1843 mm (dados fornecidos pela Myllemium Inorganics Chemicals) (Figura 1).



Figura 1. Vista aérea da área de estudo (fonte: Google earth). R=restinga.

As coletas foram realizadas em gradiente vegetacional de restinga, sendo consideradas três áreas: Restinga arbórea – constituída de árvores em geral medindo entre 4 e 10 metros, onde se encontram também epífitas e lianas; as principais espécies encontradas nessa área são: *Tabebuia roseo-alba* (Ridl.) Sandw, *Ziziphus joazeiro* Mart., *Psidium decussalum* D.C., *Xylopia nitida* Dun., *Buchenavia capitata* (Vahl.) Eichl., *Duguetia gardneriana* Mart., *Hymenia rubriflora* Ducke var. *glabra* Lee, *Apeiba tibourbou*

Aubl., *Tapirira guianensis* Aubl., e há espécies típicas de outras formações florestais, tais como: Mata Atlântica nordestina, Caatinga e ‘mata de brejo’ (Oliveira-Filho e Carvalho, 1993); Restinga arbustiva – situada entre as áreas de restinga herbácea e de restinga arbórea, e caracterizada por apresentar vegetação predominantemente de porte arbustivo. Espécies comuns: *Anacardium occidentale* L., *Byrsonima gardneriana* Juss., *Eugenia ovalifolia* Camb., *Guapira pernambucensis* (Casar) Lundell, *Guettarda platypoda* DC., *Jacquinia brasiliensis* Mez., *Sporobolus virginicus* (L.) Kunth, *Tocoyena selloana* Schum. (Oliveira-Filho e Carvalho, 1993); Restinga herbácea – área com vegetação rasteira, adjacente à praia, dominada basicamente por duas espécies: *S. virginicus* e *Ipomoea pes-caprae* (L.) Sweet. (Oliveira-Filho e Carvalho, 1993) (Figura 2). Os pontos de coleta da restinga arbórea ficam a 392 m dos da restinga arbustiva, e a distância entre os pontos de coleta da restinga arbustiva e herbácea é de 30 m.



Figura 2. Visão geral das áreas de restinga arbórea (A), restinga arbustiva (B) e restinga herbácea (C).

Amostragem

Amostras de solo rizosférico foram coletadas em março (final do período seco), julho (período chuvoso) e novembro (início do período seco) de 2010 e 2011. Em cada área foram delimitadas quatro parcelas de 100 m² (5 × 20 m) e em cada parcela coletou-se, com trado (0-20 cm de profundidade), uma amostra composta formada por seis sub-amostras, totalizando quatro amostras compostas de solo por área, em cada uma das seis coletas. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, levadas ao Laboratório de Micorrizas da UFPE e mantidas em temperatura ambiente até as análises. Parte das amostras de solo foram encaminhadas para a Estação Experimental de Cana de Açúcar do Carpina, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para análises químicas e físicas (Tabela 1) e a outra parte foi utilizada para as análises relativas aos FMA.

Tabela 1. Análise química e física do solo em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

	pH	Ca	Mg	K	Na	Al	Fe	CTC	P	MO	Classe textural
	H ₂ O	cmolc dm ³							mg dm ³	%	
arbórea	5,37	2,41	0,91	0,07	0,09	0,07	10,77	5,71	4,92	2,15	arenoso
arbustiva	5,62	0,80	0,51	0,04	0,10	0,03	9,68	2,72	2,62	0,99	arenoso
herbácea	7,79	0,80	0,42	0,02	0,08	0,00	43,23	1,65	3,67	0,14	arenoso

Valores médios de 24 amostras.

Avaliações

Número mais provável (NMP) de propágulos infectivos de FMA

Amostras compostas de solo de todas as áreas foram diluídas em areia desinfestada e seca em estufa (105 °C) nas proporções de: 0, 1:10, 1:100 e 1:1000 (v:v). Foram preparadas cinco repetições para cada diluição, segundo a metodologia proposta por Feldmann e Idzack (1994); os potes com substrato receberam sementes de milho (*Zea mays* L.) desinfestadas (NaOCl a 0,05% por 5 min) e foram mantidos em casa de vegetação, sendo irrigados diariamente. Após 30 dias, as plantas foram colhidas e as raízes foram diafanizadas e coradas (Phillips e Hayman, 1970) para avaliação da presença ou ausência de colonização micorrízica.

Extração dos esporos e identificação dos FMA

Glomerosporos foram extraídos de amostras de 50 mL de solo, via peneiramento úmido (Gerdeemann e Nicolson, 1963), seguido por centrifugação em água e sacarose a 50% (Jenkins, 1964 - modificado), utilizando peneiras com malhas de 850 e 45 μm , contados em placa com auxílio de estereomicroscópio (40x), montados em lâminas com PVLG (álcool-polivinílico em lactoglicerol) e PVLG + reagente de Melzer (1:1 v/v) e posteriormente observados ao microscópio para estudo taxonômico e identificação das espécies, realizada por consulta às descrições originais. Para calcular os índices de diversidade, foram contados todos os indivíduos, distribuídos por espécie. Os esporocarpos foram contados como uma unidade. A classificação adotada neste trabalho foi a proposta por Oehl *et al.* (2011b) e publicações recentes do seu grupo (Goto *et al.*, 2012).

Índices ecológicos

Para análise da comunidade de FMA utilizou-se os índices de diversidade de Shannon e Margalef, de equitabilidade de Pielou e de dominância. O índice de Shannon (H') foi calculado pela equação: $H' = - \sum (P_i \ln [P_i])$; onde $P_i = n_i/N$, n_i = número de indivíduos de cada espécie i , e N = número total de indivíduos de todas as espécies. O índice de Margalef (d) foi calculado pela equação $d = S-1/\text{Log}N$, onde S é o número de espécies e N é o número total de esporos na amostra. O índice de equitabilidade de Pielou (J') foi calculado pela equação $J' = H'/\text{Log} (S)$, onde H' é o valor do índice de Shannon e S é o número total de espécies. O índice de dominância (D) foi obtido pela equação $D = \sum (n_i (n_i-1)/N(N-1)$, onde n_i = abundância da espécie i e N = abundância total. A riqueza de espécies foi determinada pelo número total de espécies identificados em cada área, e para cálculo do número de espécies estimadas para cada área foi utilizado o índice de Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1).

Análise dos dados

Os dados de número de glomerosporos e NMP de propágulos infectivos de FMA foram transformados em $\log (X+1)$ e foram submetidos à análise de variância (ANOVA) sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os dados da comunidade de FMA (composição e abundância) foram obtidos pela identificação morfológica e contagem de indivíduos de cada espécie em microscópio. Em cada área 24 amostras (repetições) foram analisadas, com o objetivo de verificar o efeito

do gradiente sobre a estrutura da comunidade de FMA, os dados foram analisados utilizando a técnica NMS (*non-metric multidimensional scaling*) de ordenação multivariada, empregando a similaridade de Sørensen. Os dados da ordenação final foram rotacionados juntamente com o *jointplot* (vetores da matriz secundária) e os scores foram utilizados para construção do gráfico apresentado. Após esse procedimento, foi realizada a correlação com a matriz secundária para observar a correlação entre as comunidades de FMA e as propriedades físicas e químicas do solo com os eixos da ordenação. A significância das correlações foi verificada em consulta ao *VassarStats website* (<http://vassarstats.net/rsig.html>).

As áreas foram comparadas duas a duas e a significância da diferença entre as áreas foi feita através da análise de similaridade (ANOSIM). Também foi realizada a análise de espécie indicadora (Dufrene e Legendre, 1997), esse índice combina a abundância relativa e a frequência de ocorrência das espécies em uma determinada área e calcula o valor indicador (IndVal) para cada espécie e a significância desses valores foi feita através do teste de Monte Carlo utilizando 1000 permutações. As espécies foram consideradas indicadoras quando apresentaram $p < 0,05$ e IndVal maior ou igual a 40% (Kubosova *et al.*, 2010; Sarmiento e Santos, 2012).

A análise de variância (ANOVA) e comparação de médias foi feita no programa STATISTICA 5.0; as análises de NMS e de espécie indicadora foram realizadas com o auxílio do programa PC-ORD versão 5.0 (McCune e Mefford, 2006); enquanto que, a ANOSIM e as curvas de acumulação de espécie foram realizadas com auxílio do programa PRIMER versão 6.0 (Clarke e Gorley, 2006); os cálculos e as comparações dos índices de diversidade foram calculados utilizando o programa PAST versão 2.17 (Hammer *et al.* 2001).

Resultados

Maior esporulação foi observada na área de restinga arbórea quando comparada às demais (Figura 3). Por outro lado, maior número de propágulos infectivos foi observado na área de restinga herbácea, seguida pela arbustiva e arbórea (Figura 4).

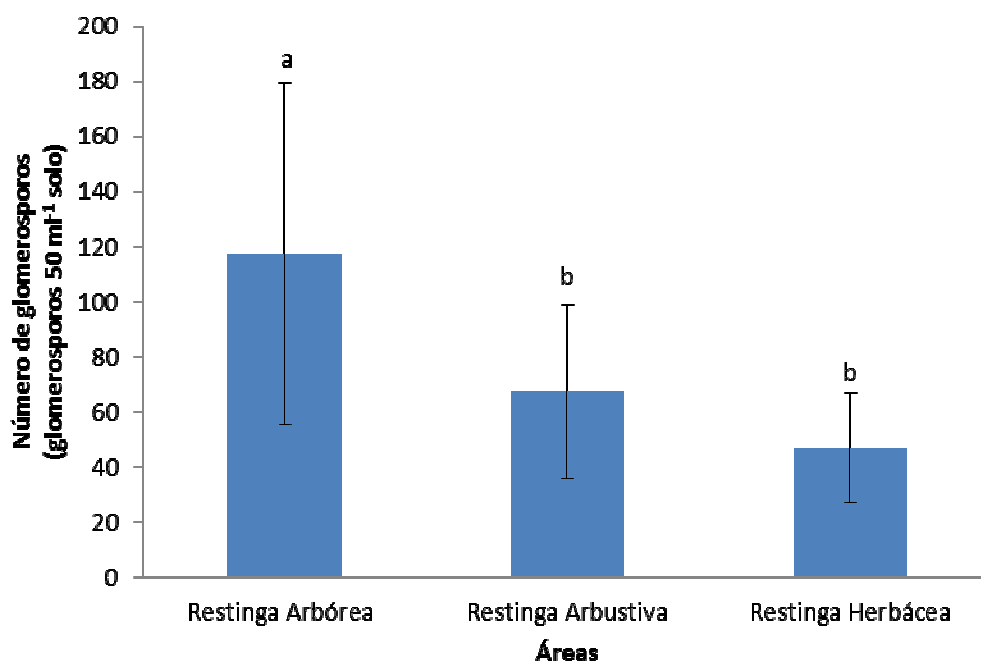


Figura 3. Número de glomerosporos em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

Médias (n=24 amostras) seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (5%), barras indicam o desvio padrão.

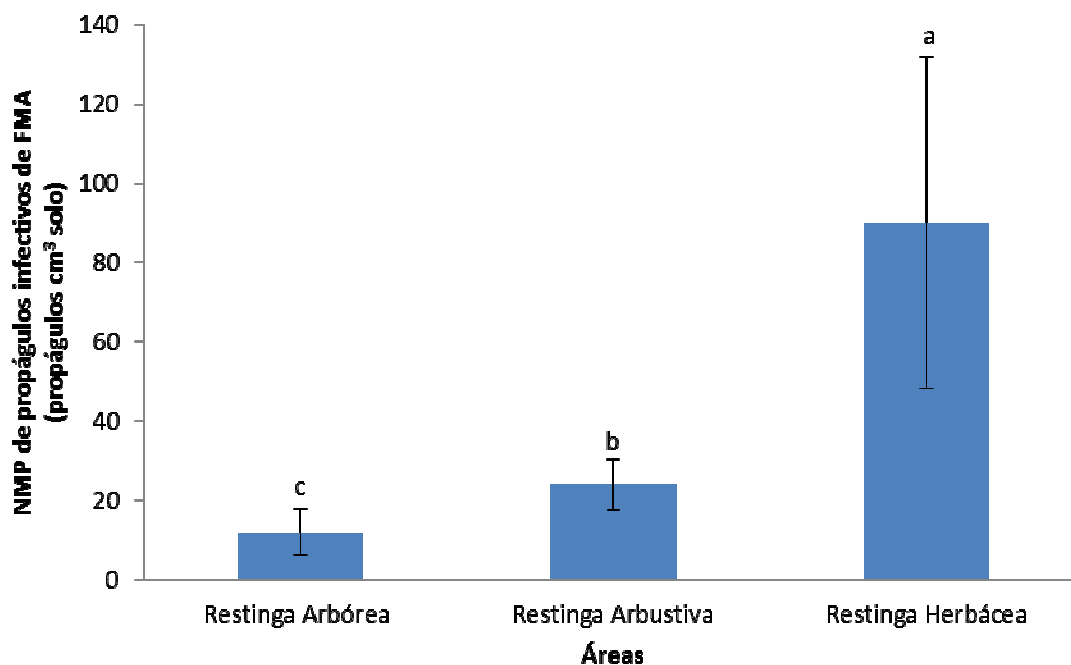


Figura 4. Número mais provável (NMP) de propágulos infectivos de FMA em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

Médias (n=6 amostras) seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (5%), barras indicam o desvio padrão.

Foram identificadas 50 espécies de FMA pertencentes a 15 gêneros e 10 famílias de Glomeromycota (Acaulosporaceae, Ambisporaceae, Dentiscutataceae, Diversisporaceae, Entrophosporaceae, Intraornatosporaceae, Gigasporaceae, Glomeraceae, Racocetraceae e Scutellosporaceae) (Tabela 2).

Glomus foi o gênero com maior número de espécies (15), seguido por *Acaulospora* (13). *Ambispora*, *Cetraspora* e *Racocetra* apresentaram três espécies cada; enquanto *Dentiscutata*, *Fuscutata* e *Gigaspora* foram representados, cada um, por duas espécies. Dos demais gêneros apenas uma espécie foi identificada (*Claroideoglomus*, *Diversispora*, *Funneliformis*, *Paradentiscutata*, *Scutellospora*, *Septoglomus* e *Simiglomus*). A representatividade dos gêneros correspondeu a: *Glomus* (30 %), *Acaulospora* (26 %), *Ambispora*, *Cetraspora* e *Racocetra* (6 %, cada gênero), *Dentiscutata*, *Fuscutata* e *Gigaspora* (4 %, cada gênero) e *Claroideoglomus*, *Diversispora*, *Funneliformis*, *Paradentiscutata*, *Scutellospora*, *Septoglomus* e *Simiglomus* (2 %, cada gênero)(Tabela 2).

O gênero mais abundante em número de esporos foi *Glomus*, seguido por *Cetraspora*, *Paradentiscutata*, *Acaulospora*, *Funneliformis* e *Gigaspora*. Houve variação na representatividade dos gêneros em relação ao gradiente vegetacional, com *Paradentiscutata* e *Acaulospora* mais abundantes na restinga arbustiva, *Cetraspora* e *Glomus* na restinga herbácea e *Glomus* e *Funneliformis* na restinga arbórea (Figura 5).

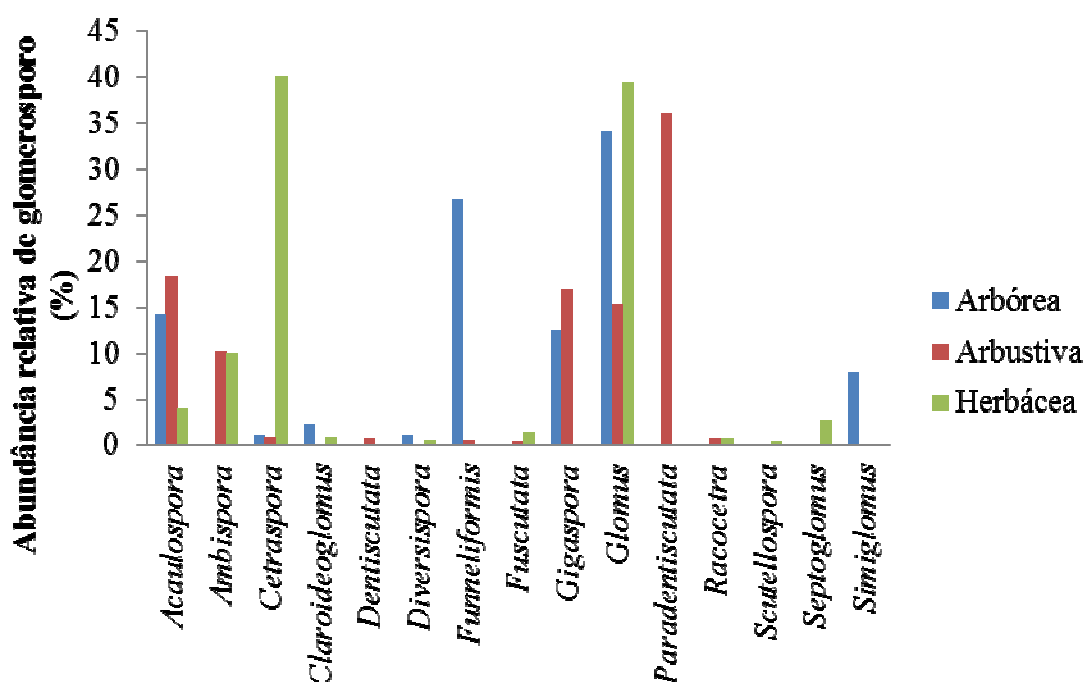


Figura 5. Abundância relativa de glomerosporos distribuídas pelos gêneros registrados nas áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

Considerando a abundância relativa dos glomerosporos pelo tipo de formação do esporo (glomoide *sensu lato*, acaulosporoide e gigasporoide *sensu lato*), observa-se que o tipo glomoide foi mais abundante na restinga arbórea, enquanto o acaulosporoide prevaleceu na restinga arbustiva. A restinga herbácea apresentou uma co-abundância de esporos do tipo gigasporoide e glomoide com menor representatividade do tipo acaulosporoide (Figura 6).

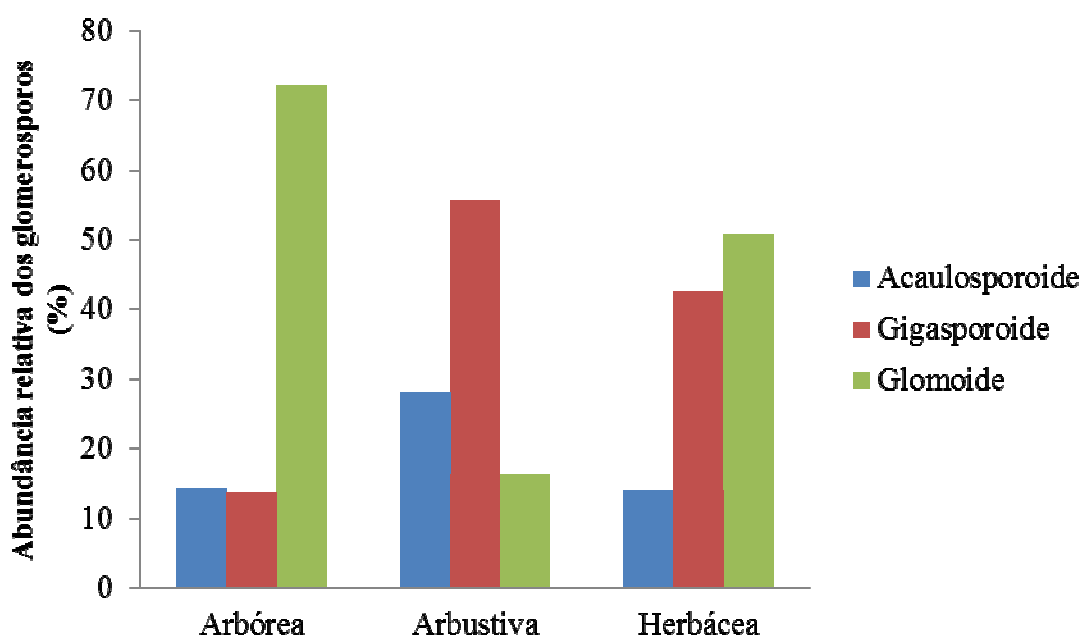


Figura 6. Abundância relativa de glomerosporos distribuídas por tipo de formação de esporos em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

A abundância e a frequência das espécies variaram ao longo do gradiente vegetacional estudado, e cada área apresentou cinco espécies mais abundantes e frequentes. *Acaulospora mellea*, *Gigaspora gigantea*, *Funneliformis halonatus*, *Glomus* sp.4 e *Simiglomus* sp. dominaram na restinga arbórea; *Ambispora appendicula*, *Acaulospora mellea*, *Gigaspora gigantea*, *Glomus ambisporum* e *Paradentiscutata maritima* predominaram na restinga arbustiva, enquanto *Ambispora* sp, *Cetraspora* sp1, *Cetraspora* sp.3, *Glomus ambisporum* e *G. sinuosum* foram mais abundantes e frequentes na restinga mais próxima ao mar (restinga herbácea) (Tabela 2).

Cetraspora sp.1, *Glomus microcarpum* e *Glomus* sp.4 ocorreram em todas as áreas, mas com frequência e abundância diferentes entre as áreas; *Cetraspora* sp.1 e *Glomus microcarpum* foram mais abundantes e frequentes na restinga herbácea, com maior abundância e frequência de *Glomus* sp.4 na restinga arbórea (Tabela 2).

Algumas espécies foram exclusivas de uma das áreas. Na restinga arbórea, 10 espécies foram exclusivas: *Acaulospora longula*, *A. spinosa*, *A. tuberculata*, *Glomus brohultii*, *G. pachycaule*, *G. vesiculiferum*, *Glomus* sp.1, *Glomus* sp.2, *Glomus* sp.3 e *Simiglomus* sp. Oito espécies foram exclusivas da restinga arbustiva: *Ambispora appendicula*, *Acaulospora lacunosa*, *A. scrobiculata*, *Acaulospora* sp.2, *Dentiscutata cerradensis*, *D. scutata* e *P. maritima*. Na restinga herbácea houve o registro de 11

espécies exclusivas: *Ambispora fecundispora*, *Acaulospora herrerae* (Furrazola *et al.*, 2013 - *In press*), *Acaulospora rehmi*, *Acaulospora* sp.1, *Cetraspora* sp.2, *Cetraspora* sp.3, *Racocetra gregaria*, *Scutellospora dipurpurescens*, *Glomus aureum*, *G. tortuosum* e *Septoglomus deserticola* (Tabela 2).

Sete espécies foram consideradas indicadoras de uma das áreas: *Funneliformis halonatus* foi indicadora da restinga arbórea, três espécies são indicadoras da restinga arbustiva: *Ambispora appendicula*, *Gigaspora gigantea* e *Paradentiscutata maritima* e outras três indicadoras da restinga herbácea: *Cetraspora* sp.1, *Cetraspora* sp.3 e *Glomus sinuosum* (Tabela 2).

Tabela 2. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) de espécies fungos micorrízicos arbusculares (FMA) com seus respectivos valores de indicação (VI) e grupo indicado em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

Espécies	Restinga arbórea		Restinga arbustiva		Restinga herbácea		Espécie Indicadora		
	AR (%)	FO (%)	AR (%)	FO (%)	AR (%)	FO (%)	Grupo	VI (%)	p
Archaeosporomycetes									
Archaeosporales									
Ambisporaceae									
<i>Ambispora appendicula</i> (Spain, Sieverd. & N.C. Schenck) C. Walker	0,00	0,00	9,70	42,00	0,00	0,00	arbustiva	41,7	0,00
<i>Ambispora fecundispora</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker	0,00	0,00	0,00	0,00	3,30	30,40	herbácea	33,3	0,00
<i>Ambispora</i> sp.	0,00	0,00	0,50	8,30	6,70	21,70	herbácea	24,0	0,00
Glomeromycetes									
Diversisporales									
Acaulosporaceae									
<i>Acaulospora foveata</i> Trappe & Janos	1,70	12,50	2,30	25,00	0,00	0,00	arbustiva	19,2	0,03
<i>Acaulospora herrerae</i> Furrázola, B.T.Goto, G.A.Silva, Sieverd. & Oehl	0,00	0,00	0,00	0,00	3,00	21,70	herbácea	25,0	0,00
<i>Acaulospora lacunosa</i> J.B. Morton	0,00	0,00	0,20	4,20	0,00	0,00	arbustiva	4,2	1,00
<i>Acaulospora longula</i> Spain & N.C. Schenck	0,57	4,20	0,00	0,00	0,00	0,00	arbórea	4,2	1,00
<i>Acaulospora mellea</i> Spain & N.C. Schenck	5,68	16,70	7,60	17,00	0,00	0,00	arbustiva	12,8	0,37
<i>Acaulospora morrowiae</i> Spain & N.C. Schenck	3,98	8,30	0,70	8,30	0,00	0,00	arbórea	5,8	0,69
<i>Acaulospora rehmanii</i> Sieverd. & S. Toro	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45	4,30	herbácea	8,3	0,32
<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe	0,00	0,00	4,60	33,30	0,00	0,00	arbustiva	33,3	0,00
<i>Acaulospora spinosa</i> C. Walker & Trappe	1,70	8,30	0,00	0,00	0,00	0,00	arbórea	8,3	0,33
<i>Acaulospora</i> sp.1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30	4,30	herbácea	8,3	0,33
<i>Acaulospora</i> sp.2	0,00	0,00	2,30	17,00	0,00	0,00	arbustiva	16,7	0,02
<i>Acaulospora</i> sp.3	0,00	0,00	0,70	8,30	0,30	8,70	herbácea	5,1	0,60
<i>Acaulospora tuberculata</i> Janos & Trappe	0,57	4,20	0,00	0,00	0,00	0,00	arbórea	4,2	1,00
Diversisporaceae									
<i>Diversispora</i> sp.	1,14	4,20	0,00	0,00	0,60	8,70	herbácea	8,4	0,24

Tabela 2. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) de espécies fungos micorrízicos arbusculares (FMA) com seus respectivos valores de indicação (VI) e grupo indicado em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

Espécies	Restinga arbórea		Restinga arbustiva		Restinga herbácea		Espécie Indicadora		
	AR (%)	FO (%)	AR (%)	FO (%)	AR (%)	FO (%)	Grupo	VI (%)	p
Gigasporales									
Dentiscutataceae									
<i>Fuscutata rubra</i> (Stürmer & J.B. Morton) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0,00	0,00	0,20	4,20	1,20	26,10	herbácea	26,0	0,00
<i>Fuscutata savannicola</i> (R.A. Herrera & Ferrer) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0,00	0,00	0,20	4,20	0,15	4,30	herbácea	4,2	0,77
<i>Dentiscutata cerradensis</i> (Spain & J. Miranda) Sieverd., F.A. Souza & Oehl	0,00	0,00	0,50	8,30	0,00	0,00	arbustiva	8,3	0,32
<i>Dentiscutata scutata</i> (C. Walker & Dieder.) Sieverd., F.A. Souza & Oehl	0,00	0,00	0,20	4,20	0,00	0,00	arbustiva	4,2	1,00
Intraornatosporaceae									
<i>Paradentiscutata maritima</i> B.T. Goto, D.K. Silva, Oehl & G.A. Silva	0,00	0,00	36,00	92,00	0,00	0,00	arbustiva	91,7	0,00
Gigasporaceae									
<i>Gigaspora gigantea</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe	10,80	37,50	13,40	62,50	0,00	0,00	arbustiva	47,1	0,00
<i>Gigaspora margarita</i> W.N. Becker & I.R. Hall	1,70	8,30	3,50	29,20	0,00	0,00	arbustiva	24,3	0,01
Racocetraceae									
<i>Cetraspora</i> sp.1	1,14	4,20	0,90	12,50	30,70	91,30	herbácea	89,1	0,00
<i>Cetraspora</i> sp.2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45	4,30	herbácea	8,3	0,33
<i>Cetraspora</i> sp.3	0,00	0,00	0,00	0,00	8,90	43,5	herbácea	45,8	0,00
<i>Racocetra coralloidea</i> (Trappe, Gerd. & I. Ho) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0,00	0,00	0,50	4,20	0,30	4,30	herbácea	4,3	0,77
<i>Racocetra fulgida</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0,00	0,00	0,20	4,20	0,30	8,70	herbácea	8,5	0,30

Tabela 2. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) de espécies fungos micorrízicos arbusculares (FMA) com seus respectivos valores de indicação (VI) e grupo indicado em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

Espécies	Restinga arbórea		Restinga arbustiva		Restinga herbácea		Espécie Indicadora		
	AR (%)	FO (%)	AR (%)	FO (%)	AR (%)	FO (%)	Grupo	VI (%)	p
<i>Racocetra gregaria</i> (N.C. Schenck & T.H. Nicolson) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	4,20	herbácea	8,3	0,32
Scutellosporaceae									
<i>Scutellospora dipurpurescens</i> J.B. Morton & Koske	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45	13,00	herbácea	16,7	0,03
Glomerales									
Entrophosporaceae									
<i>Claroideoglossum etunicatum</i> (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler	2,27	4,20	0,00	0,00	0,80	4,30	herbácea	4,7	0,53
Glomeraceae									
<i>Funneliformis halonatus</i> (S.L. Rose & Trappe) Oehl, G.A. Silva & Sieverd.	26,70	58,30	0,50	4,20	0,00	0,00	arbórea	56,0	0,01
<i>Glomus ambisporum</i> G.S. Sm. & N.C. Schenck	0,00	0,00	11,80	25,00	10,40	30,40	herbácea	19,5	0,08
<i>Glomus aff. aureum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	4,30	herbácea	8,3	0,32
<i>Glomus brohultii</i> R.A. Herrera, Ferrer & Sieverd.	2,84	8,30	0,00	0,00	0,00	0,00	arbórea	8,3	0,32
<i>Glomus globiferum</i> Koske & C. Walker	1,14	4,20	0,00	0,00	0,60	4,30	herbácea	5,6	0,56
<i>Glomus glomerulatum</i> Sieverd.	5,68	20,80	1,40	17,00	0,00	0,00	arbórea	13,0	0,20
<i>Glomus macrocarpum</i> (grupo) Tul. & C. Tul.	*	100,00	0,00	0,00	*	52,20	-	-	-
<i>Glomus microcarpum</i> Tul. & C. Tul.	1,14	8,30	0,50	4,20	1,10	17,40	herbácea	13,5	0,14
<i>Glomus pachycaule</i> (C.G. Wu & Z.C. Chen) Sieverd. & Oehl	1,70	8,30	0,00	0,00	0,00	0,00	arbórea	8,3	0,32
<i>Glomus sinuosum</i> (Gerd. & B.K. Bakshi) R.T. Almeida & N.C. Schenck	0,00	0,00	0,90	4,20	20,60	95,70	herbácea	93,2	0,00
<i>Glomus tortuosum</i> N.C. Schenck & G.S. Sm.	0,00	0,00	0,00	0,00	3,30	13,00	herbácea	16,7	0,03
<i>Glomus vesiculiferum</i> (Thaxt.) Gerd. & Trappe	0,57	4,20	0,00	0,00	0,00	0,00	arbórea	4,2	1,00
<i>Glomus</i> sp.1	2,27	8,30	0,00	0,00	0,00	0,00	arbórea	8,3	0,32

Tabela 2. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) de espécies fungos micorrízicos arbusculares (FMA) com seus respectivos valores de indicação (VI) e grupo indicado em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

Espécies	Restinga arbórea		Restinga arbustiva		Restinga herbácea		Espécie Indicadora		
	AR (%)	FO (%)	AR (%)	FO (%)	AR (%)	FO (%)	Grupo	VI (%)	<i>p</i>
<i>Glomus</i> sp.2	0,57	4,20	0,00	0,00	0,00	0,00	arbórea	4,2	1,00
<i>Glomus</i> sp.3	1,14	4,20	0,00	0,00	0,00	0,00	arbórea	4,2	1,00
<i>Glomus</i> sp.4	17,05	29,20	0,70	8,30	3,20	17,40	arbórea	15,9	0,18
<i>Septoglomus deserticola</i> (Trappe, Bloss & J.A. Menge) G.A. Silva, Oehl & Sieverd.	0,00	0,00	0,00	0,00	2,60	17,40	herbácea	20,8	0,00
<i>Simiglomus</i> sp.	7,95	8,30	0,00	0,00	0,00	0,00	arbórea	8,3	0,31

* *Glomus macrocarpum* (grupo) dentro desse grupo há muitas espécies que não foi possível separar morfologicamente, sendo assim, essa espécie não foi considerada nos cálculos de abundância relativa.

A riqueza de espécies (S) e o índice de diversidade de Margalef (d) não diferiram ao longo do gradiente vegetacional. Por outro lado, o índice de Shannon (H') e de equitabilidade de Pielou (J') foram maiores na área de restinga herbácea, seguida pelas restingas arbustiva e arbórea, e ocorrendo exatamente o inverso em relação ao índice de dominância (Tabela 3).

Tabela 3. Riqueza de espécies (S), índice de diversidade de Shannon (H') e Margalef (d), equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson (D) em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

Áreas	S	H'	d	J'	D
Restinga arbórea	24 a	1,10 c	3,46 a	0,35 c	0,60 a
Restinga arbustiva	26 a	1,80 b	3,70 a	0,45 b	0,29 b
Restinga herbácea	26 a	2,33 a	3,79 a	0,71 a	0,14 c

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelos procedimentos de randomização de *bootstrapping* e *permutation* $p < 0,001$.

As curvas de acumulação de espécies não atingiram o ponto de estabilização, mas foi possível acessar 80 % das espécies estimadas para as áreas. Com base no índice de riqueza Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1) o número estimado de espécies foi de 32 para a restinga arbórea, 35 para a restinga arbustiva e 35 para a restinga herbácea (Figura 7).

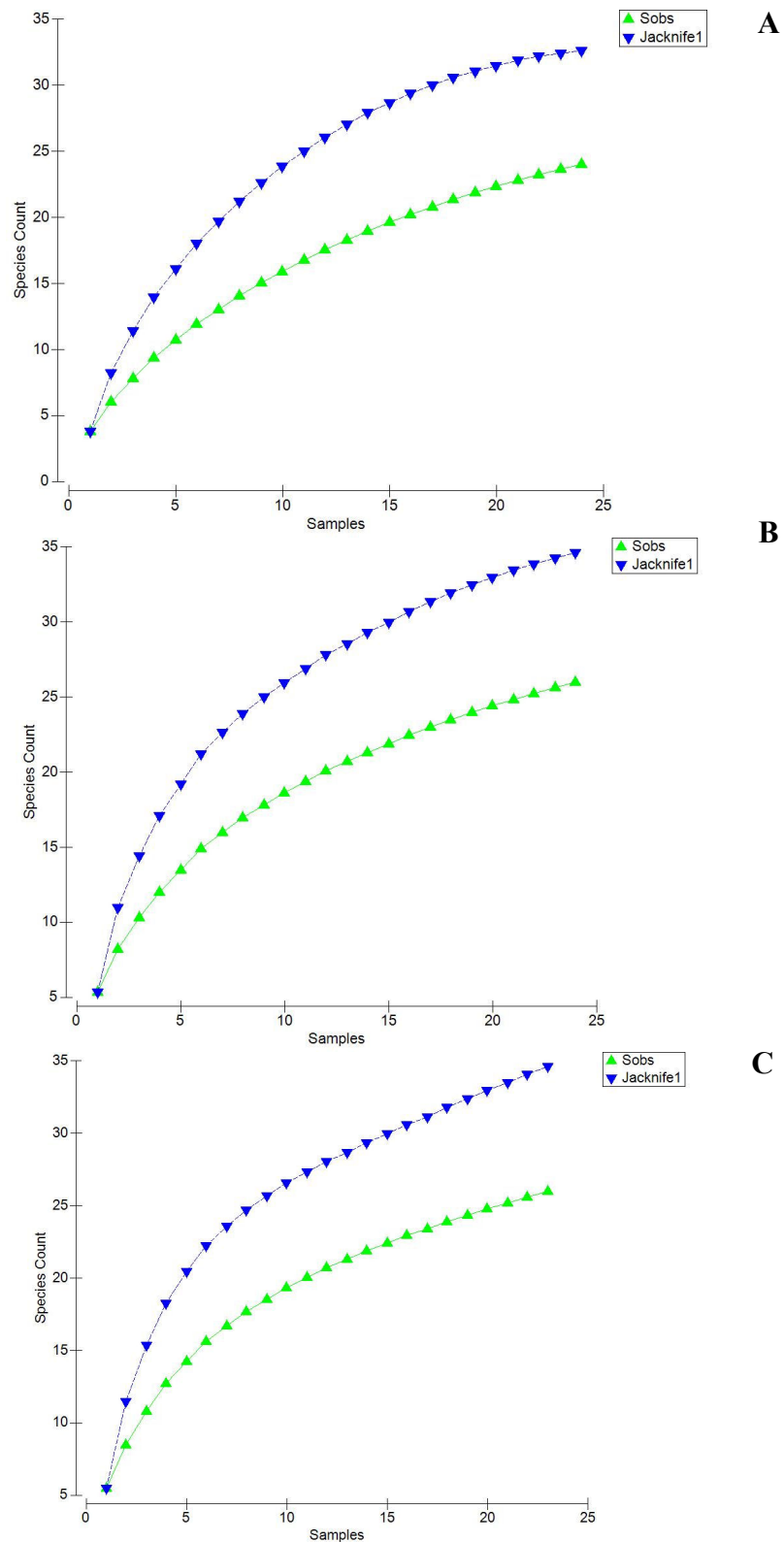


Figura 7. Curva de acumulação de espécies com base nas espécies observadas (Sobs) e estimador de riqueza (Jackknife 1) para as áreas de restinga arbórea (A), restinga arbustiva (B) e restinga herbácea (C) no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

Os eixos da análise de escalonamento multidimensional - NMS (*non-metric multivariate scaling*) explicaram aproximadamente 80 % da variabilidade dos dados da comunidade de FMA no gradiente vegetacional. Os eixos 1 e 2 da ordenação explicaram 55,1 e 24,1 % da variabilidade dos dados, respectivamente. (Figura 8).

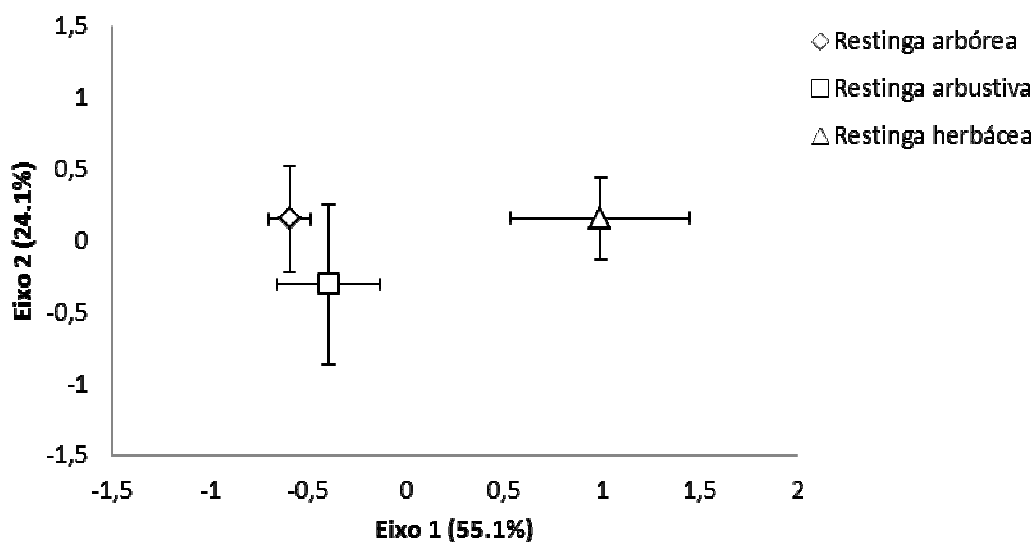


Figura 8. Análise de escalonamento multidimensional com base na comunidade de fungos micorrízicos arbusculares correlacionado com atributos químicos e físicos do solo em áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro. Barras horizontais e verticais indicam o desvio padrão nos eixos.

O eixo 1 foi negativamente correlacionado com: altitude, P, K, Na, CTC, MO, porosidade total e areia fina; houve correlação positiva com o pH, areia total e areia grossa; o eixo 2 apresentou apenas correlações positivas, com a altitude e a areia fina (Tabela 4).

Tabela 4. Coeficiente de correlação das variáveis analisadas (matriz secundária) com os eixos 1 e 2 da ordenação do NMS.

Variáveis	Coeficientes de correlação	
	NMS - Eixo 1	NMS - Eixo 2
Altitude	-0.55***	0.21*
P	-0.29**	0.16ns
pH	0.86***	0.19ns
K	-0.67***	0.01ns
Na	-0.32**	-0.15ns
CTC	-0.59***	0.17ns
MO	-0.71***	0.07ns
Porosidade total	-0.69***	-0.03ns
Areia total	0.67***	-0.05ns
Areia grossa	0.59***	-0.19ns
Areia fina	-0.57***	0.20*
Silte	-0.22*	0,16ns
Argila	-0.05ns	-0.17ns

ns: não significativa ($p>0,05$); *: $p<0,05$; **: $p<0,01$ e ***: $p<0,001$

P: fósforo; pH: pH do solo; K: potássio; Na: sódio; CTC: capacidade de troca catiônica; MO: matéria orgânica.

Os grupos (áreas) foram analisados estatisticamente pela ANOSIM, sendo indicado que todas as áreas diferiram entre si ($R_{\text{global}}=0,667$, $p<0,001$) (Tabela 5).

Tabela 5. Análise de similaridade (ANOSIM) entre as áreas de restinga arbórea, arbustiva e herbácea.

Grupos	R	p
Restinga arbórea, Restinga arbustiva	0,3	<0,001***
Restinga arbórea, Restinga herbácea	0,9	<0,001***
Restinga arbustiva, Restinga herbácea	0,8	<0,001***

***: Significativo a 0,01% de probabilidade.

Discussão

O tipo de vegetação influenciou os parâmetros analisados, com maior produção de glomerosporos na restinga arbórea. Diversos fatores podem afetar a esporulação dos FMA nos ambientes, e no presente estudo, as áreas com menores teores de MO (restinga arbustiva e herbácea) apresentaram menor quantidade de glomerosporos quando comparados aos encontrados na restinga arbórea. Além disso, nessas áreas mais próximas ao mar ocorre maior influência dos ‘sprays’ de sal, o que pode ter contribuído para menor esporulação dos FMA. Córdoba *et al.* (2001) avaliaram a influência do gradiente de estabilização de dunas em Santa Catarina, e também registraram menor esporulação de FMA na área mais próxima ao mar.

A restinga herbácea, apesar de ter o menor número de glomerosporos, apresentou o maior número de propágulos infectivos de FMA, o que evidencia que outros propágulos (raízes colonizadas e hifas) estão contribuindo para a manutenção desses organismos no ambiente. Por outro lado, o inverso (maior número de glomerosporos e menor número de propágulos infectivos) registrado na restinga arbórea indica que grande parte dos esporos recuperados nessa área estava dormente ou inviável.

O número mais provável de propágulos (NMP) e o potencial médio infectivo do solo (MIP), técnicas que visam estimar os propágulos de FMA viáveis do solo, não apresentam relação direta com o número de esporos recuperados (Stürmer *et al.*, 2010). No entanto, essas estimativas são bastante úteis em estudos ecológicos, pois agregam informações sobre a atividade da comunidade de FMA (Stürmer *et al.*, 2013). Em trabalho avaliando o MIP em gradiente de dunas no sul do Brasil, os autores observaram que aos 30 dias, maior potencial de infectividade foi observado na duna embrionária (mais próxima ao mar) e foi diminuindo ao longo do gradiente (Córdoba *et al.*, 2001).

Glomus e *Acaulospora* apresentaram mais espécies e juntos corresponderam a cerca de 60 % dos táxons registrados. Esses gêneros são sempre referidos como os mais representativos em diversos ambientes no Brasil (Aidar *et al.*, 2004; de Carvalho *et al.*, 2012; Covacevich e Berbara, 2011; Maia *et al.*, 2010; Moreira *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2012; Souza *et al.*, 2013; Stürmer *et al.*, 2006).

A predominância diferenciada dos gêneros nas áreas se refletiu na diferença da abundância em relação ao tipo de formação de esporos. As espécies de FMA podem ser agrupadas em três grupos: acauloporoides, glomoides *sensu lato* e gigasporoides *sensu*

lato. Esporos do tipo glomoide predominaram na restinga arbórea, representando 70% dos esporos recuperados nessa área. Espécies de FMA com este tipo de esporos (particularmente, *Glomus* “sensu lato”) são reconhecidamente mais abundantes em áreas de floresta nos estágios mais avançados de sucessão (Stürmer *et al.*, 2006), como é o caso da restinga arbórea.

A restinga arbustiva onde predominaram esporos do tipo gigasporoide é um ambiente de transição entre as restingas herbácea e arbórea, compartilhando características com essas duas áreas. A restinga arbustiva apresenta conteúdos de MO <1 % e pH próximo a 6 (Tabela 1), fatores que favorecem a predominância de esporos gigasporoides (Stürmer *et al.*, 2013). Supreendentemente, embora fosse esperada maior abundância apenas de esporos gigasporoides, a restinga herbácea (mais próxima ao mar) apresentou esporos glomoides e gigasporoides como mais abundantes. Essa área também atende aos critérios que favorecem a predominância de esporos gigasporóides (Stürmer *et al.*, 2013). A elevada abundância e riqueza de espécies glomóides nessa área pode ser atribuída ao elevado pH (7,6) que favorece a ocorrência de espécies de *Glomus* (*sensu lato*) (Zangaro e Moreira, 2010).

Neste estudo, foi possível detectar sete espécies indicadoras para as áreas estudadas, e dentre as espécies registradas. Esta análise pode ser feita para um grupo de amostras definida tanto por parâmetros ambientais como por intensidade de degradação (Sarmiento e Santos, 2012). Em ambientes naturais e impactados é importante identificar as espécies mais associadas a determinadas áreas, com o objetivo de conservar e/ou manejar os ambientes avaliados. Este índice vem sendo utilizado em diversos estudos ecológicos (Sarmiento e Santos, 2012; Wilson, 2012; Lachat *et al.*, 2012), incluindo alguns estudos com fungos macroscópicos (Gates *et al.*, 2011; O’Halon e Harrington, 2012). Para FMA foram encontrados dois trabalhos, um avaliando filotipos indicadores de espécies vegetais (Aldrich-Wolfe, 2007) e outro avaliando a influência do aumento de N, CO₂ e riqueza de espécie vegetal na comunidade de FMA (Antoninka *et al.*, 2011). Este constitui, portanto o primeiro trabalho mencionando espécies indicadoras em comunidades de FMA associadas a gradiente vegetacional de restinga.

Na restinga arbórea, *Funneliformis halonatus* foi a única espécie indicadora, sugerindo que as condições específicas para sua ocorrência foram encontradas nessa área; a espécie também foi registrada na restinga arbustiva, mas com baixa frequência e abundância. Das espécies indicadoras da restinga arbustiva, *Paradentiscutata maritima*

foi recentemente descrita, não sendo registrada em qualquer outra área (Goto *et al.*, 2012). Três espécies foram indicadoras da restinga herbácea, das quais duas: *Cetraspora* sp.1 e *Cetraspora* sp.3 possivelmente representam novos táxons para a ciência.

Dentre as 50 espécies registradas, *Glomus pachycaule* constitui a primeira ocorrência para o Brasil e *Glomus microcarpum*, *G. vesiculiferum*, *Acaulospora herrerae* (Furrazola *et al.*, 2013 - *In press*), *A. longula*, *Ambispora fecundispora* e *Septoglomus deserticola* constituem novos registros para o ecossistema de dunas e restingas, ressaltando a importância dos estudos ecológicos nesses ambientes.

O índice de Margalef, como leva mais em consideração a riqueza de espécies, não diferiu ao longo do gradiente vegetacional; no entanto, quando foi considerada a abundância dos indivíduos por espécie (equitabilidade), como é o caso do índice de Shannon, foi possível observar diferenças entre as áreas em relação ao gradiente vegetacional, com maior diversidade associada à restinga herbácea. Resultados similares também foram registrados por Córdoba *et al.* (2001), os quais verificaram maior valor do índice de Shannon na área de duna embrionária (mais próxima ao mar).

A análise de NMS diferenciou as áreas em relação ao gradiente vegetacional, com as restingas arbórea e arbustiva apresentando os maiores valores de MO, P, K e altitude, indicando que o gradiente vegetacional influencia a composição da comunidade de FMA. A altitude e a areia fina (variáveis associadas ao eixo 2 da ordenação) conseguiram separar a área de restinga arbórea da restinga arbustiva, com a restinga arbórea apresentando maior altitude e maior quantidade de areia fina. A influência de fatores físicos do solo na distribuição das espécies de FMA também foi verificada em diferentes tipos vegetacionais da Serra do Cipó, também no Brasil (de Carvalho *et al.*, 2012).

Na ANOSIM, valores de R maiores que 0,5 indicam diferenças em relação à composição da comunidade e menores que 0,5 mostram diferenças relacionadas à abundância e frequência dos organismos. Portanto, pelo valor do R ficou demonstrado que a diferença entre as áreas de restinga arbórea e arbustiva está mais relacionada à abundância e frequência das espécies do que em relação à composição da comunidade, estando essas áreas mais próximas. Por outro lado, valores de R acima de 0,8 entre a restinga herbácea e as demais áreas indicam que a composição de espécies de FMA na área de restinga herbácea é bem distinta das demais e que é possível verificar a

influência da vegetação nessa comunidade. Esses resultados evidenciam mais uma vez a influência do gradiente vegetacional, uma vez que as áreas de restinga arbustiva e arbórea, embora compartilhando certa similaridade, diferiram estatisticamente entre si. Em três áreas de restinga, distantes 150 Km umas das outras, Stürmer *et al.* (2013) não observaram diferenças na composição da comunidade de FMA, atribuindo o fato à alta similaridade na comunidade de plantas e características do solo entre as três áreas de dunas estudadas. No presente trabalho, a maior distância entre as áreas foi de 300 m, entretanto as diferenças na vegetação e nas características do solo justificam as mudanças encontradas na composição das comunidades de FMA.

Os resultados do presente trabalho indicam que as áreas estudadas apresentam elevada diversidade de FMA, podendo ser consideradas um *hot spot* de biodiversidade para o grupo. Diversos táxons de material proveniente dessas áreas foram descritos (Goto *et al.*, 2009; 2010; 2011; 2012), e com este estudo foi possível detectar mais duas possíveis novas espécies para a ciência. Nossos dados reforçam a necessidade de inclusão desses organismos em políticas de conservação e/ou preservação ambiental em áreas de restinga. Futuros estudos nesses locais podem considerar a criação de coleções *in situ* desses organismos nesses ambientes, uma vez que algumas espécies, até o momento, só foram registradas nessa área.

5. SUCESSÃO DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM DUNA MINERADA E REVEGETADA, NO LITORAL NORTE DA PARAÍBA, NORDESTE BRASILEIRO¹

Resumo

Os ecossistemas costeiros são de extrema importância ecológica, mas estão sujeitos a diversas perturbações naturais e antrópicas, entre as quais a mineração é a que causa maior impacto pela remoção da camada superficial do solo. A revegetação com o plantio direto de mudas é a forma mais adequada para recuperação desses ambientes, onde os micro-organismos são fundamentais. Entre esses, os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) formam associação simbiótica mutualista com as plantas e desempenham diversos serviços ecossistêmicos. Considerados grupos chave da microbiota do solo, os FMA são essenciais no estabelecimento das comunidades vegetais, principalmente em ambientes limitantes como os de dunas. O objetivo desse trabalho foi acompanhar a sucessão de espécies de FMA durante três anos em área de duna revegetada após extração de minerais pesados e determinar a riqueza, a diversidade de espécie, e aspectos ecológicos desses fungos no ambiente em sucessão, considerando a produção de glomerosporos e o número de propágulos infectivos. Oito coletas de solo foram realizadas de março de 2009 a novembro de 2011, inicialmente em área de mata de restinga arbórea (duna natural) antes de ser desmatada para mineração e 4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses após a revegetação de uma área que recebeu o solo da duna desmontada. O tempo de revegetação não influenciou a formação de propágulos infectivos de FMA; no entanto, a produção de glomerosporos sofreu influência do tempo, aumentando a partir do 2º ano de revegetação. Foram registradas 34 espécies de FMA, pertencentes a 11 gêneros e oito famílias. A mudança na comunidade de FMA começou a ocorrer a partir dos 10 meses de revegetação, com predomínio de espécies gigasporoides (*sensu lato*). A partir dos resultados é possível indicar *Ambispora appendicula*, *Gigaspora gigantea* e *Racocetra fulgida* como potenciais bioinoculantes a serem utilizados na produção de mudas micorrizadas para revegetação de áreas de dunas sob as mesmas condições estudadas.

Palavras chave: sucessão de espécies; dunas; ecologia de FMA; simbiose micorrízica

¹Artigo a ser enviado como Silva, D.K.A., Souza, R.G., Sousa, N.M.F., Goto, B.T., Silva, G.A., Oehl, F., Maia, L.C. Sucessão de fungos micorrízicos arbusculares em duna minerada e revegetada, no litoral norte da Paraíba, nordeste brasileiro ao periódico. Nature Communications.

Introdução

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMA), pertencentes ao filo Glomeromycota, são biotróficos obrigatórios, formando associação simbiótica mutualista com a maioria dos representantes das espécies vegetais. Nessa associação, o fungo aumenta a área de absorção de nutrientes dos vegetais e em troca recebe fotossintatos (Smith e Read, 2008). Através dessa simbiose, os FMA desempenham diversos serviços ecossistêmicos, tais como: melhoria da estruturação do solo (por ação mecânica das hifas e por produção de glomalina), promoção do crescimento das plantas, redução da necessidade de fertilizante, aumento da retenção de água e da resistência das plantas à: seca, salinidade, presença de metais pesados no solo e estresses bióticos (Gianinazzi *et al.*, 2010). Esses micro-organismos são considerados grupos chave da microbiota do solo, sendo essenciais no estabelecimento das comunidades vegetais, principalmente em ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes, como os de dunas.

Os ecossistemas costeiros são de extrema importância ecológica pelos serviços ecossistêmicos prestados; no entanto, são ambientes frágeis pelas condições restritivas às quais estão sujeitos e sofrem diversas perturbações naturais e antrópicas (Emery e Rudgers, 2010). Dentre as pressões antrópicas, a mineração é a principal causa de degradação do ambiente costeiro, ocasionando a degradação da paisagem que é uma das consequências negativas da mineração a céu aberto (Andres e Mateos, 2006). Considerando os danos causados pela mineração, a recuperação das áreas impactadas por esta atividade é prevista pelos órgãos ambientais brasileiros (Zeppelini *et al.*, 2009), visando restabelecer as condições ambientais e a diversidade de espécies. Neste sentido, a prática de revegetação de dunas costeiras constitui alternativa viável para recuperação desses ambientes, visto que a vegetação presente nessas áreas é importante para a formação e a manutenção das dunas de areia, além de servir como proteção da linha costeira (Rodríguez-Echeverría e Freitas, 2006).

Existem vários métodos para recuperação de áreas degradadas; no entanto, alguns autores sugerem que o plantio direto de mudas é a forma mais adequada para recuperação de ambientes costeiros, pois o estabelecimento de plântulas a partir de sementes é dificultado devido aos solos dessas áreas serem arenosos, apresentarem elevada salinidade, pobres em nutrientes, com pouca retenção hídrica, além de receberem alta insolação (Zamith e Scarano, 2006). A presença de FMA no substrato de

produção de mudas utilizadas em programas de revegetação de áreas de dunas e restingas é imprescindível, pois a vegetação predominante nessas áreas, em geral, é dependente da micorrização e na ausência desses fungos, o sucesso do estabelecimento das mudas em campo pode ser comprometido (Gemma e Koske, 1997). A recuperação de áreas degradadas geralmente leva em consideração apenas a comunidade acima do solo (plantas e animais), não sendo avaliado o impacto dessas práticas nas comunidades microbianas do solo, essenciais para a manutenção dos ecossistemas pelos diversos benefícios que prestam ao ambiente.

Para a utilização eficiente de FMA na recuperação de áreas degradadas é interessante conhecer a comunidade nativa (Oehl *et al.*, 2011a), verificando como se modifica ao longo do tempo. Além disso, é necessário identificar as espécies de FMA que primeiro colonizam o ambiente em sucessão, para a definição de estratégias de recuperação mais adequadas, priorizando a utilização de espécies que sejam mais adaptadas às condições iniciais de sucessão. Assim, o conhecimento sobre o papel que desempenham e a importância da diversidade dos FMA para o funcionamento dos ecossistemas tem levado a um grande esforço para identificação das espécies que colonizam as plantas nos sistemas naturais (Rodríguez-Echeverría e Freitas, 2006). Além disso, dados sobre abundância, diversidade, distribuição espacial e temporal dessas espécies também são relevantes para o entendimento da interação dos FMA com a vegetação associada (Stürmer e Bellei, 1994).

Neste trabalho se acompanhou, durante três anos, a sucessão de espécies de FMA em área de duna revegetada após atividade de mineração determinando a riqueza e diversidade de espécies, e aspectos ecológicos desses fungos no ambiente em sucessão, com o objetivo de conhecer os padrões de comportamento das espécies de FMA no ambiente em sucessão, visando indicar espécies que possam ser utilizadas como potenciais inoculantes para ambientes de dunas e restingas.

Material e Métodos

Local de estudo

O estudo foi realizado em áreas de restingas e dunas de propriedade da empresa A Cristal Company Millennium – Mineração-PB, localizada no Município de Mataraca, litoral norte da Paraíba (6°28'20" – 6°30'00"S, 34°55'50" – 34°57'10"W). O clima do

local é tropical chuvoso (tipo Am de Köppen), com um período de seca curto e temperatura média anual de 25,5 °C e precipitação média anual de 1843 mm (dados fornecidos pela Millenium Inorganics Chemicals) (Figura 1).

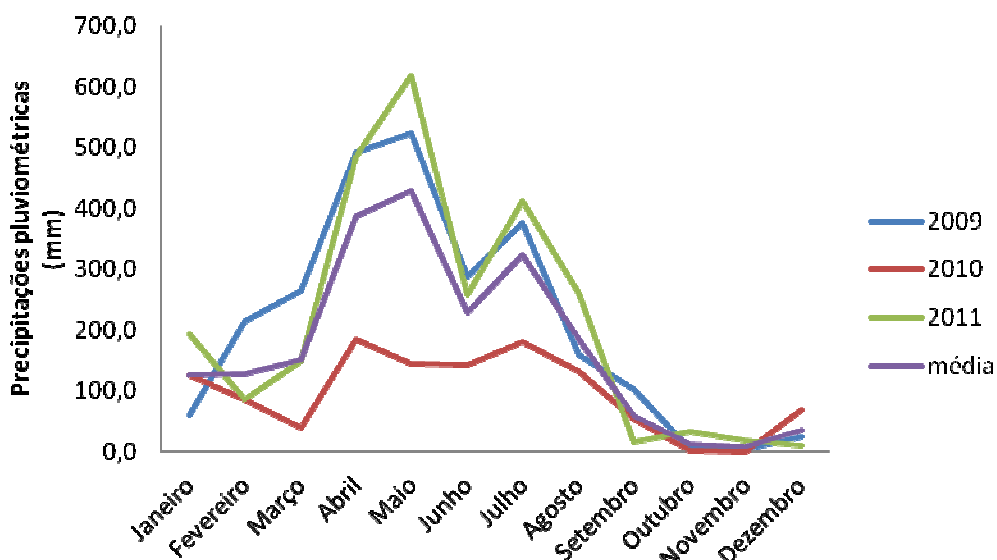


Figura 1. Precipitação pluviométrica nos anos de 2009 a 2011 e a média dos três anos de coleta, em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro.

A empresa vem extraindo diversos minerais (Ilmenita, Zirconita, Cianita e Rutilo) e realizando a restauração física e a revegetação das dunas. Para a extração do minério, a vegetação é removida e a camada superficial do solo (0-30 cm) é retirada e estocada: a seguir a duna é desmontada e os minerais extraídos. Após a extração, o rejeito (composto pela areia lavada) é utilizado para recompor o formato das dunas, e depois que a duna é recomposta, o solo de cobertura previamente estocado é espalhado e procedida a revegetação com mudas de espécies nativas (Souza *et al.*, 2012). Atualmente são utilizadas mais de 150 espécies nativas na revegetação dessas dunas, entre as mais utilizadas destacam-se: cajueiro (*Anacardium occidentale* L., Anacardiaceae); peroba (*Tabebuia roseo-alba* (Ridl.) Sandw., Bignoniaceae); jenipapo bravo (*Tocoyena selloana* Schum., Rubiaceae); joazeiro (*Ziziphus joazeiro* Mart., Rhamnaceae) e mutamba (*Guazuma ulmifolia* Lam., Sterculiaceae) (Souza *et al.*, 2010).

Para acompanhar a sucessão de espécies de FMA em área de duna em recuperação, foram realizadas coletas em uma área de restinga arbórea antes da derrubada e retirada da vegetação de mata (março/2009). Nessa área foram demarcados

os pontos antes da retirada (Figuras 2 e 3) da camada superficial do solo (0-30 cm) que foi utilizada, como solo de cobertura, para recobrir a duna que foi reconstituída em abril de 2009 e revegetada em maio de 2009, com o plantio de mudas de espécies nativas. A primeira coleta de solo, após o plantio das mudas, foi realizada em setembro de 2009, ou seja, com quatro meses de revegetação e as coletas subsequentes foram realizadas com 10 (março/2010), 14 (julho/2010), 18 (novembro/2010), 22 (março/2011), 26 (julho/2011) e 30 meses de revegetação (novembro/2011).

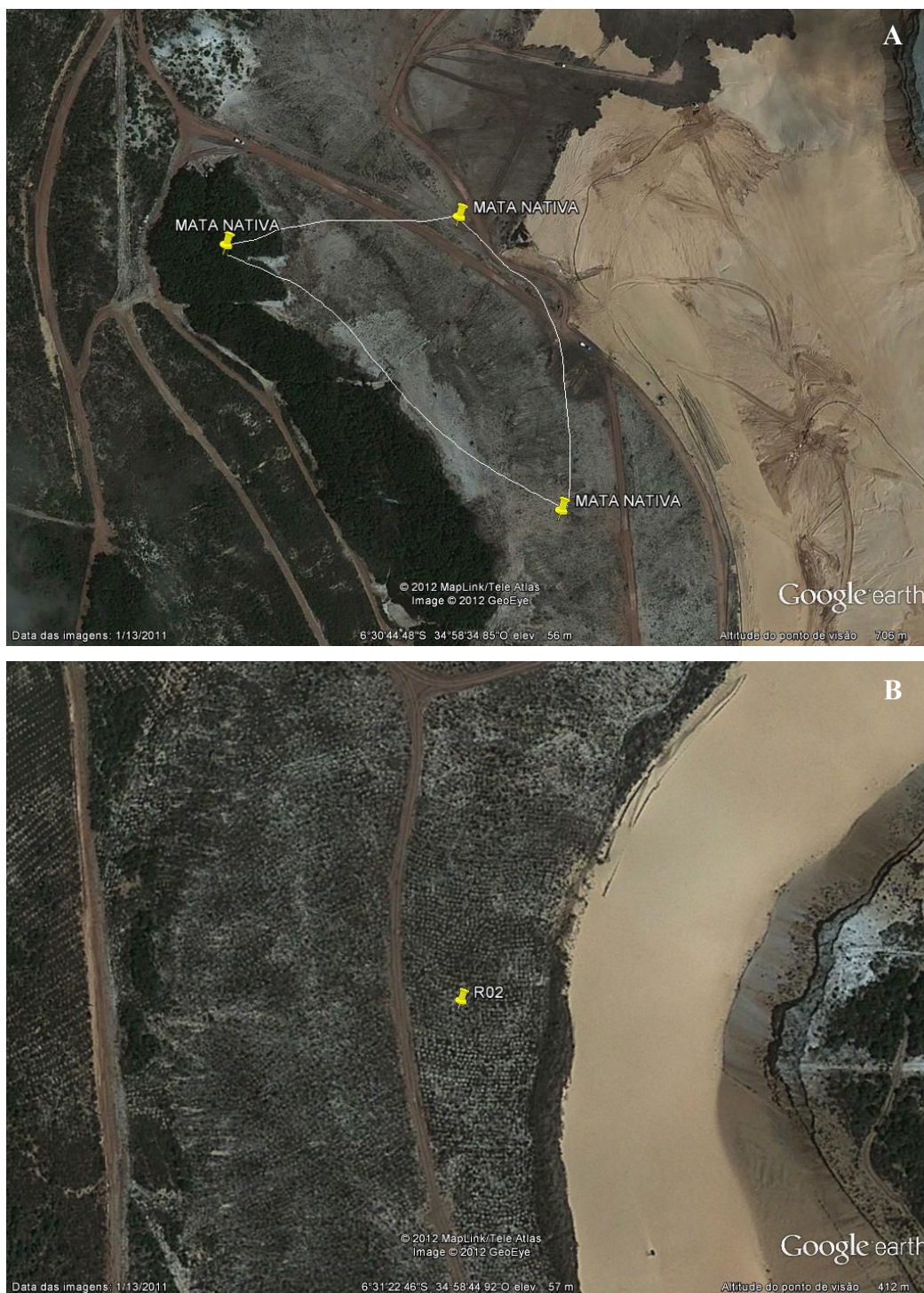


Figura 2. Vista aérea da área de mata após o desmatamento e retirada da camada superficial do solo (A) e área de duna, que recebeu o solo de cobertura da área indicada em (A), após o plantio das mudas (B). (Fonte: Google Earth)

Amostragem

Amostras de solo foram coletadas em março (final do período seco) e setembro de 2009 (final do período chuvoso) e em março (final do período seco), julho (período chuvoso) e novembro (início do período seco) em 2010 e 2011. Em cada coleta, quatro

amostras compostas (formada por seis sub-amostras) foram coletadas com trado manual na profundidade de 0-20 cm, distantes 30 m entre si, e os pontos de coleta selecionados aleatoriamente. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, levadas ao Laboratório de Micorrizas (UFPE) e mantidas em temperatura ambiente até serem analisadas. Parte das amostras foi encaminhada para a Estação Experimental de Cana de Açúcar do Carpina/Universidade Federal Rural de Pernambuco, para análises químicas e físicas do solo (Tabela 1) e a outra parte foi utilizada para as análises relativas aos FMA.

Tabela 1. Análise química e física do solo em áreas de duna natural (Mata) e em duna minerada e revegetada (R), com 4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses (M) no litoral da Paraíba, Nordeste do Brasil

	pH	Ca	Mg	K	Na	Al	Fe	CTC	P	MO	Classe textural
	H ₂ O	cmolc dm ³					mg dm ³		%		
Mata	5,17	2,68	0,48	0,08	0,06	0,10	18,37	6,48	4,00	3,61	Arenoso
R04M	5,17	1,07	0,47	0,02	0,02	0,10	46,53	3,91	3,33	2,47	Arenoso
R10M	5,00	1,32	0,62	0,02	0,05	0,12	36,65	3,97	3,25	1,51	Arenoso
R14M	5,10	1,40	0,50	0,02	0,04	0,10	29,25	3,71	3,25	1,44	Arenoso
R18M	5,37	1,12	0,87	0,02	0,05	0,10	27,82	4,18	3,25	1,64	Arenoso
R22M	5,20	1,07	0,30	0,02	0,02	0,20	34,45	3,17	2,25	1,37	Arenoso
R26M	4,85	1,42	0,32	0,02	0,02	0,17	34,35	3,67	3,25	1,35	Arenoso
R30M	5,20	1,30	0,30	0,03	0,04	0,12	72,95	3,67	2,75	1,31	Arenoso

Valores médios de quatro amostras compostas em cada área.



Figura 3. Área de estudo de sucessão de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em duna minerada e revegetada, no litoral do nordeste brasileiro. A = área de mata antes do desmatamento e da retirada da camada superficial do solo (0-30 cm), chamado de solo de cobertura; B = solo de cobertura da mata (A) usado para recobrir a duna de rejeito após mineração (C); D = espalhamento do solo de cobertura; E = plantio de mudas nativas na duna (área com 4 meses); F = área de duna após dois anos de revegetação.

Avaliações

Número mais provável (NMP) de propágulos infectivos de FMA

Amostras compostas de solo de todas as áreas foram diluídas nas proporções de: 0, 1:10, 1:100 e 1:1000 (v/v) com areia desinfestada com NaOCl (2%) e seca em estufa a 100 °C por 24h. O substrato recebeu sementes de milho (*Zea mays* L.) desinfestadas NaOCl 0,05 % por 5 min, sendo utilizadas cinco repetições para cada diluição, segundo a metodologia proposta por Feldmann e Idzack (1994). Após 30 dias, as raízes foram

diafanizadas e coradas (Phillips e Hayman, 1970) para avaliação da presença ou ausência de colonização micorrízica. O NMP de propágulos infectivos de FMA foi determinado pela tabela de Cochran (1950).

Extração dos esporos e identificação dos FMA

Glomerosporos foram extraídos de amostras de 50 mL de solo, via peneiramento úmido (Gerdemann e Nicolson, 1963), seguido por centrifugação em água e sacarose a 50% (Jenkins, 1964 - modificado), utilizando peneiras com malhas de 850 e 45 μm . Os glomerosporos extraídos do solo foram preparados em lâminas com PVLG (álcool-polivinílico em lactoglicerol) e PVLG + reagente de Melzer (1:1 v/v), e posteriormente observados ao microscópio para identificação das espécies realizada em consulta às descrições originais. A classificação adotada foi a proposta por Oehl *et al.* (2011b) e publicações recentes do seu grupo (Goto *et al.*, 2012). Para cálculo dos índices de diversidade, foram contados todos os indivíduos (esporos), distribuídos por espécie. Os esporocarpos foram contados como uma unidade.

Índices ecológicos

Os índices de diversidade de Shannon e Margalef, equitabilidade de Pielou e de dominância foram calculados para analisar a comunidade de FMA. O índice de Shannon (H') foi calculado pela equação: $H' = - \sum (P_i \ln [P_i])$; onde $P_i = n_i/N$, n_i = número de indivíduos de cada espécie i , e N = número total de indivíduos de todas as espécies. O índice de Margalef (d) foi calculado pela equação $d = S-1/\text{Log}N$, onde S é o número de espécies e N é o número total de esporos na amostra. O índice de equitabilidade de Pielou (J') foi calculado pela equação $J' = H'/\text{Log} (S)$, onde H' é o valor do índice de Shannon e S é o número total de espécies. O índice de dominância (D) foi obtido pela equação $C = \sum (n_i (n_i-1)/N(N-1))$ onde n_i = a abundância da espécie i th e N = abundância total. A riqueza de espécies foi determinada pelo número total de espécies identificadas em cada área e para calcular o número de espécies estimadas para cada área foi utilizado o índice de Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1).

Análise dos dados

Os dados de número de glomerosporos foram transformados em $\log(X+1)$ e submetidos à análise de variância (ANOVA), sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os dados da comunidade de FMA (composição e abundância) foram obtidos pela identificação morfológica e contagem de indivíduos de cada espécie em microscópio. Em cada coleta, quatro amostras (repetições) compostas de solo foram analisadas, com o objetivo de verificar a sucessão de espécies de FMA. Os dados foram analisados utilizando a técnica NMS (*non-metric multidimensional scaling*) de ordenação multivariada, empregando a similaridade de Sørensen. Os dados da ordenação final foram rotacionados juntamente com o *jointplot* (vetores da matriz secundária) e os scores utilizados para construção de gráfico. Após esse procedimento, foi avaliada a correlação com a matriz secundária para determinar se as comunidades de FMA e as propriedades físicas e químicas do solo são correlacionadas com os eixos da ordenação. A significância das correlações foi verificada em consulta ao *VassarStats website* (<http://vassarstats.net/rsig.html>). A mata e a duna revegetada com diferentes idades foram comparadas duas a duas e a significância da diferença entre elas realizada pela análise PERMANOVA.

A análise de variância (ANOVA) e a comparação de médias foi executada no programa STATISTICA 5.0 e as análises de NMS e PERMANOVA realizadas com auxílio do programa PC-ORD versão 5.0 (McCune e Mefford, 2006). Os índices de diversidade foram calculados com auxílio do programa PRIMER versão 6.0 (Clarke e Gorley, 2006).

Resultados

Maior número de propágulos infectivos foi observado com 18 e 26 meses, após a revegetação, período seco de 2010 e chuvoso de 2011, respectivamente (Figura 4).

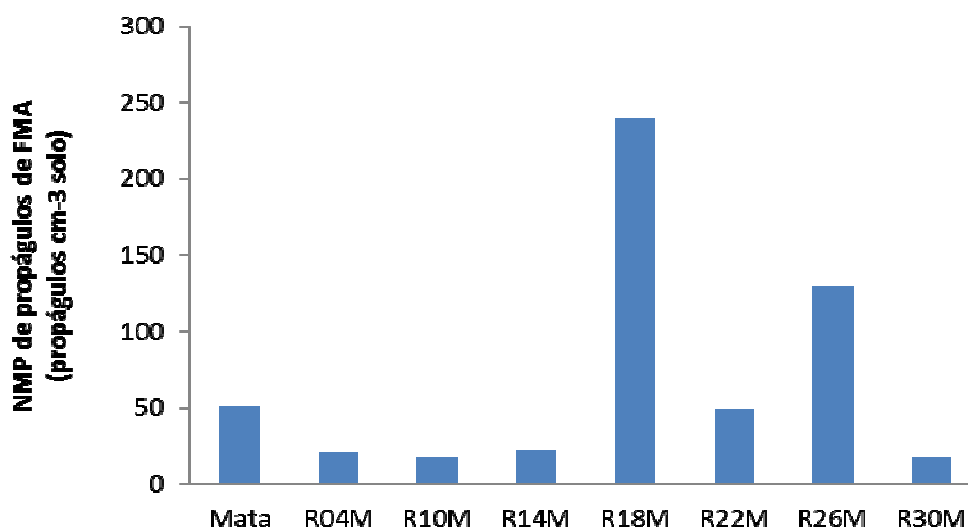


Figura 4. Numero mais provável (NMP) de propágulos infectivos de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no município de Mataraca - Paraíba, nordeste do Brasil

O número de glomerosporos aumentou com a idade sucessional da duna. Os menores valores foram observados nas áreas de mata e aquela com quatro meses de revegetação, já as maiores esporulações foram registradas a partir do 22º mês de revegetação, entretanto não houve relação entre o aumento da esporulação e a riqueza de espécies de FMA nas áreas (Figura 5).

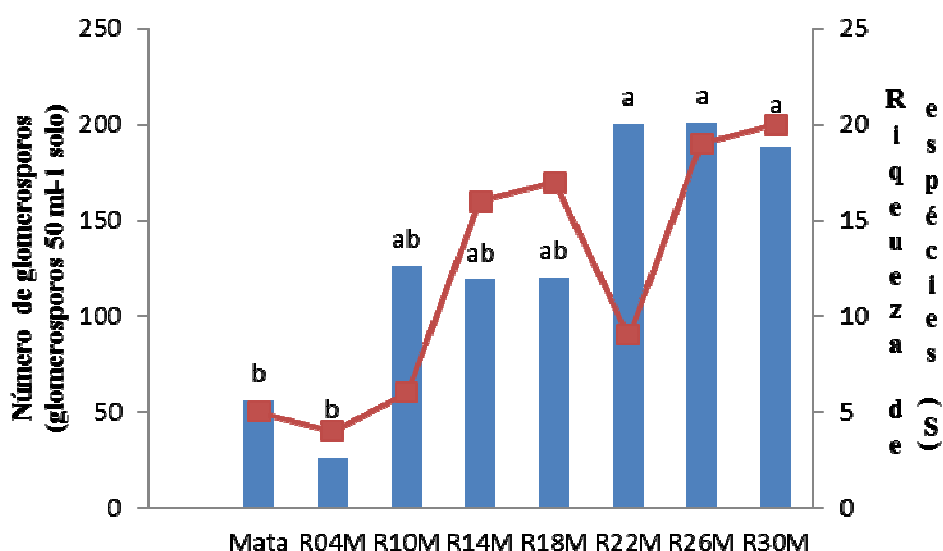


Figura 5. Numero de glomerosporos (barra) e riqueza de espécies (linha) em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no município de Mataraca - Paraíba, nordeste do Brasil.

Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0.05$)

Registraram-se 34 espécies de FMA distribuídas em oito famílias de Glomeromycota, das quais as mais representativas em número de espécie foram Glomeraceae (9), Racocetraceae (7) e Acaulosporaceae (6). Os gêneros mais representativos foram *Glomus* e *Acaulospora*, com nove e seis espécies, respectivamente (Tabela 2).

Na duna natural (mata) e quando a área apresentava quatro meses de revegetação a maior abundância e frequência foi de *Glomus*; aos 10 meses de revegetação, *Glomus* e *Gigaspora* foram os mais abundantes e freqüentes. Aos 14 e 18 meses de revegetação *Ambispora* e *Fuscutata*, além desses dois gêneros, *Gigaspora* também foi um dos mais frequentes e abundantes aos 22 meses de recuperação da área minerada. *Fuscutata*, *Glomus* e *Paradentiscutata* foram os mais frequentes e abundantes aos 26 meses de revegetação; aos 30 meses *Fuscutata* e *Glomus* mantiveram-se como os mais abundantes e frequentes juntamente com *Ambispora* (Tabela 2).

Apenas *Gigaspora margarita* ocorreu na duna natural e em todos os estádios de sucessão. Duas outras espécies (*Glomus aggregatum* e *Glomus brohultii*) foram exclusivas da duna natural (mata). Vinte e sete espécies não registradas na área de duna natural foram observadas na duna minerada e revegetada. A alteração na comunidade de FMA começou a partir dos 10 meses de revegetação, com o registro de mais quatro espécies (*Ambispora appendicula*, *Gigaspora gigantea*, *Glomus macrocarpum* e *Racocetra fulgida*). A partir dos 14 meses de revegetação houve aumento na riqueza de espécies de FMA, com predomínio de espécies de Gigasporales, e registro de mais 10 espécies não observadas anteriormente (*Cetraspora pellucida*, *Fuscutata heterogama*, *Fuscutata rubra*, *Gigaspora decipiens*, *Glomus sinuosum*, *Intraornatospora intraornata*, *Paradentiscutata maritima*, *Racocetra castanea*, *Racocetra tropicana* e *Orbispora pernambucana*). *Acaulospora mellea*, *Ambispora calosa*, *Glomus glomerulatum* e *Racocetra coralloidea* ocorreram a partir dos 18 meses de recuperação, enquanto *Acaulospora morrowiae* só foi registrada a partir dos 22 meses de revegetação. Outras cinco espécies foram registradas somente aos 26 meses (*Acaulospora scrobiculata*, *Kuklospora colombiana*, *Ambispora gerdemanii*, *Glomus* sp.4 e *Cetraspora* sp.1) e três possíveis espécies novas (*Acaulospora* sp.7, *Glomus* sp.5 e *Cetraspora* sp.3) foram detectadas no final do período estudado (30 meses de revegetação).

Após 14 meses de revegetação, os índices de diversidade de Shannon e de Margalef e de equitabilidade de Pielou apresentaram valores maiores que o encontrado na duna natural (mata); no entanto, esses valores diminuíram aos 22 meses de revegetação quando houve aumento de dominância; essa coleta correspondeu ao final do período seco (Tabela 3).

Tabela 2. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) das espécies de fungos micorrízicos arbusculares em área de mata de restinga e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no município de Mataraca - Paraíba, Nordeste do Brasil

	Mata		R4M		R10M		R14M		R18M		R22M		R26M		R30M	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
Acaulosporaceae																
<i>Acaulospora foveata</i> Trappe & Janos	0,0	0,0	11,1	25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	25	0,0	0,0	0,7	25	0,0	0,0
<i>Acaulospora mellea</i> Spain & N.C. Schenck	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	50	2,0	25	1,0	25	0,0	0,0
<i>Acaulospora morrowiae</i> Spain & N.C. Schenck	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	25	0,3	25	1,3	25
<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,7	50	0,5	50
<i>Acaulospora</i> sp7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	25
<i>Kuklospora colombiana</i> (Spain & N.C. Schenck) Oehl & Sieverd.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	50	1,3	50
Ambisporaceae																
<i>Ambispora apendicula</i> (Spain, Sieverd. & N.C. Schenck) C. Walker	0,0	0,0	0,0	0,0	16,7	25	23,2	100	22,8	100	24,0	75	11,0	50	9,9	100
<i>Ambispora calosa</i> (Sieverd.) C. Walker, Vestberg & A. Schüßler	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	25	0,0	0,0	0,3	25	0,0	0,0
<i>Ambispora gerdemannii</i> (S.L. Rose, B.A. Daniels & Trappe) C. Walker, Vestberg & A. Schüßler	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	25	0,0	0,0
<i>Ambispora</i> sp	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	75	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	50

Tabela 2. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) das espécies de fungos micorrízicos arbusculares em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no município de Mataraca - Paraíba, Nordeste do Brasil

[illegible]

Tabela 2. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) das espécies de fungos micorrízicos arbusculares em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no município de Mataraca - Paraíba, Nordeste do Brasil

	Mata		R4M		R10M		R14M		R18M		R22M		R26M		R30M	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
<i>Glomus brohultii</i> R.A. Herrera, Ferrer & Sieverd.	43,7	75	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Glomus glomerulatum</i> Sieverd.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Glomus macrocarpum</i> Tul. & C. Tul.	0,0	0,0	0,0	0,0	*	100	*	100	*	100	*	100	*	100	0,0	0,0
<i>Glomus sinuosum</i> (Gerd. & B.K. Bakshi) R.T. Almeida & N.C. Schenck	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	25	0,3	25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Glomus</i> sp4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,2	100	16,4	100
<i>Glomus</i> sp5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	25
<i>Glomus taiwanense</i> (C.G. Wu & Z.C. Chen) R.T. Almeida & N.C. Schenck	18,7	25	55,6	50	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Intraornatosporaceae																
<i>Intraornatospora intraornata</i> (B.T. Goto & Oehl) B.T. Goto, Oehl & G.A. Silva	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Paradentiscutata maritima</i> B.T. Goto, D.K. Silva, Oehl & G.A. Silva	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,7	50	2,3	100	0,0	0,0	13,5	75	2,0	100

Tabela 2. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) das espécies de fungos micorrízicos arbusculares em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no município de Mataraca - Paraíba, Nordeste do Brasil

	Mata		R4M		R10M		R14M		R18M		R22M		R26M		R30M	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
Racocetraceae																
<i>Cetraspora pelucida</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	50	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cetraspora</i> sp1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,7	50	3,3	100
<i>Cetraspora</i> sp3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	25
<i>Racocetra castanea</i> (C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Racocetra coralloidea</i> (Trappe, Gerd. & I. Ho) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	25	6,0	25	0,3	25	0,7	25
<i>Racocetra tropicana</i> Oehl, B.T. Goto & G.A. Silva	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,62	50	0,33	25	0,0	0,0	3,0	75	9,1	75
Scutellosporaceae																
<i>Orbispora pernambucana</i> (Oehl, D.K. Silva, N. Freitas & L.C. Maia) Oehl, G.A. Silva & D.K. Silva	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,54	25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total de espécies	5		4		6		15		17		9		19		19	

Tabela 3. Riqueza de espécies (S), índice de diversidade de Shannon (H') e Margalef (d), equitabilidade de Pielou (J') e dominância (D) em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no litoral da Paraíba, nordeste do Brasil.

Áreas	S	H'	d	J'	D
Mata	5	2,05	1,44	0,88	0,28
R04M	4	1,66	1,36	0,83	0,38
R10M	6	0,72	1,06	0,28	0,80
R14M	16	2,65	2,60	0,66	0,23
R18M	17	2,77	2,68	0,68	0,18
R22M	9	1,55	1,56	0,49	0,52
R26M	19	2,67	2,83	0,63	0,27
R30M	19	2,93	2,95	0,68	0,20

A análise de escalonamento multidimensional (NMS) explicou 80% da variação dos dados, mostrando que a área de mata e a duna mais jovem, com quatro meses de revegetação, são mais próximas entre si que as demais (Figura 6).

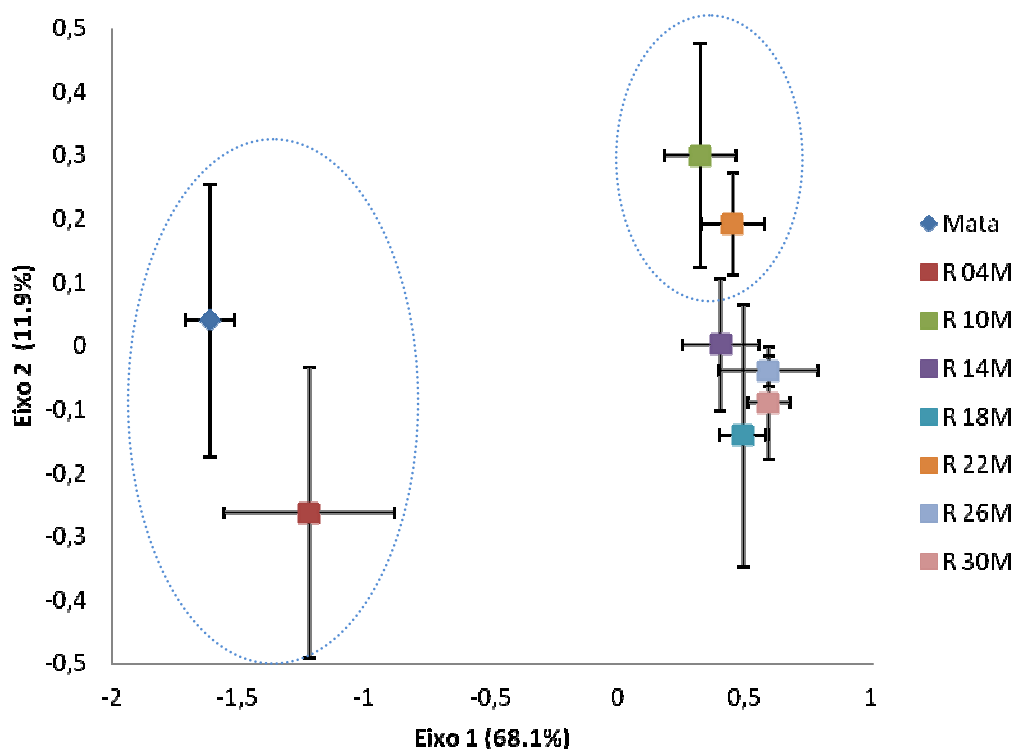


Figura 6. Análise de escalonamento multidimensional com base na comunidade de fungos micorrízicos arbusculares correlacionado com atributos químicos e físicos do solo em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no litoral da Paraíba, nordeste do Brasil.

O eixo 1 explicou 68,1 % da variação dos dados e se correlacionou positivamente com Zn, Mg, argila e com a presença de *Ambispora appendicula*,

Fuscutata heterogama, *F. rubra*, *Glomus macrocarpum*, *Glomus* sp.4, *Glomus taiwanense* e *Paradentiscutata maritima* e negativamente com Mn, P, K, Ca, CTC, silte e presença de *Glomus aggregatum*, *G. brohultii* e *G. taiwanense*. O eixo 2 explicou apenas 11,9 % da variação dos dados, apresentando apenas uma correlação negativa, com a ocorrência de *G. taiwanense* (Figura 6, Tabela 4).

A área de duna natural (mata) diferiu em relação à comunidade de FMA da área revegetada em todos os períodos de revegetação, exceto da duna com quatro meses de revegetação; não se registraram diferenças na duna com 10 e 22 meses de revegetação (Tabelas 6).

Tabela 4. Coeficiente de correlação das variáveis analisadas (matriz secundária) com os eixos 1 e 2 da ordenação da análise de escalonamento multidimensional (NMS)

Variáveis	Coeficientes de correlação	
	NMS - Eixo 1	NMS - Eixo 2
Fe	-0,13ns	0,21ns
Cu	0,21ns	-0,11ns
Zn	0,41**	-0,07ns
Mn	-0,77***	0,10ns
P	-0,39*	0,17ns
pH	0,01ns	-0,15ns
K	-0,71***	0,03ns
Na	0,21ns	0,20ns
Al	0,12ns	0,13ns
Ca	-0,54***	0,26ns
Mg	0,38*	-0,06ns
CTC	-0,60***	0,14ns
MO	0,21ns	-0,15ns
Areia	-0,21ns	-0,03ns
Silte	-0,89***	-0,10ns
Argila	0,92***	0,10ns
<i>Ambispora appendicula</i>	0,43**	-0,06ns
<i>Fuscutata heterogama</i>	0,46**	-0,17ns
<i>Fuscutata rubra</i>	0,34*	-0,17ns
<i>Glomus aggregatum</i>	-0,35*	-0,15ns
<i>Glomus brohultii</i>	-0,60***	-0,17ns
<i>Glomus macrocarpum</i>	0,67***	0,01ns
<i>Glomus</i> sp4	0,36*	-0,01ns
<i>Glomus taiwanense</i>	-0,48**	-0,54***
<i>Paradentiscutata maritima</i>	0,34*	-0,05ns

ns: não significativa ($p > 0,05$); *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$ e ***: $p < 0,001$

CTC: capacidade de troca catiônica; MO: matéria orgânica. Só foram colocadas as espécies que apresentaram correlação significativa com algum dos eixos, devido ao grande número de espécies

Tabela 5. Resultado da PERMANOVA para estrutura da comunidade de FMA entre as idades de sucessão em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no litoral da Paraíba, Nordeste do Brasil

Fonte	df	MS	F	p
Idades (sucessão)	7	0.78676	4.7019	<0.001
Residual	24	0.16733		
Total	31			

F significativo ($p < 0,05$) em negrito.

Tabela 6. Análise da comparação entre as diferentes idades de sucessão pela análise de PERMANOVA em área de mata e em duna minerada e revegetada com diferentes idades (4, 10, 14, 18, 22, 26 e 30 meses), no litoral da Paraíba, Nordeste do Brasil

Grupos	p
Mata, R4M	0,25ns
Mata, R10M	0,03*
Mata, R14M	0,03*
Mata, R18M	0,03*
Mata, R22M	0,03*
Mata, R26M	0,03*
Mata, R30M	0,03*
R4M, R10M	0,03*
R4M, R14M	0,03*
R4M, R18M	0,03*
R4M, R22M	0,03*
R4M, R26M	0,03*
R4M, R30M	0,03*
R10M, R14M	0,03*
R10M, R18M	0,03*
R10M, R22M	0,43ns
R10M, R26M	0,03*
R10M, R30M	0,03*
R14M, R18M	0,45ns
R14M, R22M	0,06ns
R14M, R26M	0,06ns
R14M, R30M	0,03*
R18M, R22M	0,08ns
R18M, R26M	0,05*
R18M, R30M	0,20ns
R22M, R26M	0,03*
R22M, R30M	0,03*
R26M, R30M	0,55ns

ns: não significativa ($p > 0,05$); *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$ e ***: $p < 0,001$

Discussão

Não foi possível observar nenhum padrão quanto à formação de propágulos infectivos de FMA na duna em sucessão, em relação ao tempo de revegetação, demonstrando que outros fatores devem estar influenciando a formação e/ou a infectividade dos propágulos dos FMA (glomerosporos, fragmentos de raízes

colonizadas e micélio externo). Os propágulos micorrízicos podem ser fortemente influenciados por danos ao solo ou à vegetação, devido a processos naturais ou atividades antrópicas (Brundrett, 1991). Por outro lado, a idade sucessional da duna influenciou a produção de glomerosporos com maiores esporulações a partir de aproximadamente dois anos de revegetação; no entanto, nenhuma relação foi observada entre aumento da esporulação e riqueza de espécies. Caproni *et al.* (2003) também verificaram aumento da esporulação na área após dois anos de revegetação em relação a mata nativa.

Embora *Glomus* e *Acaulospora* tenham sido os gêneros mais representativos houve mudança na predominância dos gêneros durante o processo de revegetação. A dominância de gêneros pode ser influenciada pela interação de diversos fatores do ambiente, como por exemplo, características físicas e químicas do solo, características morfológicas e fisiológicas das plantas, a compatibilidade genética entre fungo e hospedeiro, processos de dispersão dos fungos (Zangaro e Moreira, 2010). Com a predominância de *Glomus* na área de duna natural e após quatro meses de revegetação evidenciamos que as comunidades nesses dois momentos ainda apresentavam alta similaridade, indicando que o solo de cobertura serve como banco de glomerosporos, permitindo assim que as comunidades de FMA nativos permaneçam ativas por um período de tempo após a transposição do solo.

O entendimento dos mecanismos envolvidos nas mudanças sucessionais nas comunidades de FMA melhora nossa habilidade de prever as mudanças ambientais, principalmente relacionadas a distúrbios na comunidade vegetal (Hart *et al.*, 2001), uma vez que a comunidade vegetal é influenciada pela comunidade dos FMA (van der Heijden *et al.*, 1998). Dessa forma, a utilização do solo de cobertura para recobrir a duna minerada e depois revegetada permitiu a manutenção de uma comunidade bastante diversa de FMA que estava presente no solo da mata, sobretudo na fase inicial de estabelecimento da vegetação. Com a sucessão natural, promovida pelo aporte de novos propágulos trazidos pelo vento e no substrato das mudas introduzidas a predominância dos gêneros foi sendo modificada nos estádios sucessionais. Os conceitos de seleção *r* e *K* podem ser úteis no entendimento das estratégias de vida das espécies. Os indivíduos *r*-estrategistas apresentam habilidade de se reproduzir rapidamente; enquanto os *K*-estrategistas apresentam reprodução tardia (Begon *et al.*, 2007). As espécies de Gigasporales apresentam comportamento com estratégia *K* (de Souza *et al.*, 2005), com

produção de grandes esporos e reprodução tardia e longa (Begon *et al.*, 2007). Por outro lado, *Glomus* (*sensu lato*) apresenta características de espécies com estratégia de vida *r* (Ijdo *et al.*, 2010; Covacevich *et al.*, 2012).

Os resultados obtidos neste trabalho foram inversos ao esperado pela teoria do *r-K continuum*. Considerando essa teoria, as espécies com estratégia *r* (p.ex. espécies de *Glomus*) deveriam ser mais frequentes e abundantes nas fases iniciais de sucessão; no entanto, foram as espécies de Gigasporales (conhecidas como *K*-estrategistas) que predominaram nesta fase. Assim, outra teoria de seleção *C-S-R* proposta por Grime (1977) parece ser mais adequada para classificar esses organismos, consistindo de três diferentes formas de seleção. A seleção *C* (competitivo) é relacionada a organismos com alta habilidade competitiva, e estão presentes em condições naturais (sem perturbação), enquanto a seleção *S* (estresse tolerantes) é caracterizada por organismos que desenvolveram estratégias, como diminuição do investimento em reprodução, que permitem a permanência desses orgânicos em situações de estresses (p. ex. ambientes com limitação de nutrientes).

Por outro lado, a seleção *R* (ruderal) é associada com organismos de ciclo de vidas curtos, alta taxa reprodutiva e estão presentes em ambientes severamente perturbados, mas potencialmente produtivos. Assim, pode-se inferir que, as condições estressantes encontradas nas fases iniciais de sucessão dessas áreas como: alta insolação, pouca cobertura do solo, quantidade limitada de nutrientes; proporcionaram o favorecimento de espécies com estratégia de seleção *S*, que são equivalentes as *K*-estrategistas da teoria do *r-K continuum*.

O fato de *Gigaspora margarita* ter ocorrido tanto na mata (duna natural) quanto em todos os estádios de sucessão, indica que essa espécie é de ocorrência generalizada no ambiente de duna estudado, não se mostrando sensível às perturbações sofridas pelo solo. Por outro lado, *Glomus aggregatum* e *Glomus brohultii* foram bastante sensíveis às mudanças ocasionadas pelas alterações no solo e ocorreram apenas na mata (duna natural). Espécies de *Glomus* e *Acaulospora* (*sensu lato*) são mais sensíveis a perturbações ocorridas no solo e que causam quebra do micélio (como no caso da remoção do solo de cobertura), pois utilizam o micélio externo para colonizar novas raízes e são mais afetadas quando há rompimento da rede micelial. Espécies de Gigasporales são menos afetadas por esses distúrbios do solo, pois não apresentam micélio externo muito infectivo e colonizam novas raízes a partir da germinação dos

esporos (mais resistentes aos distúrbios ocorridos no solo do que as hifas), além de produzir esporos de grande volume, que contêm mais reservas (Hart e Reader, 2004).

As espécies de FMA podem ser classificadas, de modo geral, quanto ao tipo de formação de esporos em glomoide (*sensu lato*), gigasporoide (*sensu lato*) e acaulosporoide (*sensu lato*). As espécies que apresentam o tipo de formação gigasporoide pertencem à ordem Gigasporales e apresentam características peculiares como produção de grandes esporos e elevada produção de micélio no solo (Hart e Reader, 2002). Essas características favorecem a melhoria da agregação do solo, seja por ação mecânica das hifas ou pela produção de glomalina que contribui para a formação e estabilidade dos agregados (Rillig *et al.*, 2003). Espécies do gênero *Gigaspora* são conhecidas por alocarem mais recursos para a produção de glomalina que espécies do gênero *Glomus* (Treseder e Turner, 2007), possibilitando maior contribuição dessas espécies para a melhoria da qualidade edáfica.

A mudança na comunidade de FMA começou a ocorrer a partir dos 10 meses de revegetação, no entanto, o predomínio de Gigasporales ocorreu apenas aos 14 meses de revegetação. Considerando as características das espécies de Gigasporales discutidas acima, pode-se destacar também que o maior investimento em micélio externo possivelmente tem implicações no papel funcional dessas espécies como simbioses, uma vez que uma alta taxa de colonização do solo pode proporcionar maiores benefícios às plantas através da maior translocação de nutrientes do solo para o hospedeiro (Hart e Reader, 2002), sendo essas características importantes nas fases iniciais de sucessão vegetal e/ou recuperação de áreas, principalmente em solos pobres como os de dunas.

Ambispora appendicula, *Gigaspora gigantea* e *Racocetra fulgida* foram registradas a partir dos 10 meses de revegetação, indicando que essas espécies são as primeiras a se estabelecer nas áreas em processo de recuperação estudadas. Por outro lado, *Acaulospora mellea*, *Acaulospora morrowiae* e *Acaulospora scrobiculata* só ocorreram a partir dos 18 meses de revegetação, sugerindo que precisam de condições específicas não encontradas na fase inicial de recuperação para se estabelecerem. Esse resultado concorda com observações feitas por Hart e Reader (2004), os quais afirmam que espécies de *Acaulospora* são mais sensíveis a perturbações que ocasionem a quebra do micélio externo, comprometendo a habilidade desses fungos em colonizar novas raízes.

A análise de NMS evidenciou que a mudança no uso do solo afetou negativamente a fertilidade; no entanto, essas mudanças só foram observadas após quatro meses de revegetação. Isto ocorreu possivelmente devido à utilização do solo de cobertura, que permitiu que os recursos (matéria orgânica e nutrientes) fossem mantidos por um curto período de tempo, diminuindo na medida em que as comunidades vegetal e microbiana se estabeleciam e utilizavam os recursos existentes no solo. A área de mata (duna natural) e a duna revegetada há quatro meses apresentaram os maiores valores de Mn, P, K, Ca e CTC e *Glomus aggregatum*, *G. brohultii* e *G. taiwanense* foram mais associadas a essas áreas. Nos demais estádios sucessionais o solo apresentou maiores teores de argila, Zn e Mg, com as espécies *Ambispora appendicula*, *Fuscutata heterogama*, *F. rubra*, *Glomus macrocarpum*, *Glomus* sp.4, *G. taiwanense* e *Paradentiscutata maritima*.

Considerando os resultados obtidos pela análise de MDS observamos que algumas espécies se mostraram mais relacionadas a alguns dos estádios sucessionais estudados, por exemplo, *Glomus aggregatum*, *G. brohultii* e *G. taiwanense* foram mais relacionados à área de duna natural e podem ser classificados como espécies de sucessão tardia, enquanto *Ambispora appendicula*, *Fuscutata heterogama*, *F. rubra*, *Glomus macrocarpum* e *Paradentiscutata maritima* podem ser classificadas como espécies de sucessão inicial. Outras espécies como *Acaulospora mellea*, *A. morrowiae*, *A. scrobiculata*, *Kuklospora colombiana* e *Glomus* sp.4 podem ser consideradas como espécies de sucessão intermediária.

Em trabalho avaliando a dinâmica de sucessão de espécies de FMA em áreas de floresta e áreas em regeneração com diferentes idades nos EUA, Johnson *et al.* (1991) também encontraram algumas espécies que se correlacionaram com o estágio sucessional das áreas. Nossos resultados concordam com os obtidos por esses autores, os quais verificaram a maior abundância relativa de espécies de *Acaulospora* nos estágios intermediários a tardios, e de *Scutellospora* (sensu lato) nos estágios iniciais. Enquanto *Glomus* (sensu lato) foi mais abundante nos estágios mais avançados de sucessão vegetal (tardios).

Com base nos resultados deste trabalho é possível indicar as espécies *Ambispora appendicula*, *Gigaspora gigantea* e *Racocetra fulgida* como potenciais inoculantes na produção de mudas micorrizadas para revegetação das áreas de dunas da região estudada, uma vez que ocorrem inicialmente no ambiente em sucessão e podem facilitar

o estabelecimento das mudas em campo, no entanto são necessários testes de eficiência simbiótica. Considerando que a composição da comunidade de FMA em um ecossistema pode ser importante fator determinante da resposta das plantas aos distúrbios causados ao solo (Hart e Reader, 2004), as espécies de Gigasporales devem ser consideradas no programa de produção de mudas utilizadas na recuperação das áreas, pois aparentemente são mais resistentes a esse tipo de perturbação do solo. Nesse sentido, além das espécies citadas, podemos indicar também a utilização de *Fuscutata heterogama*, *F. rubra* e *Paradentiscutata maritima*, uma vez que estas também mostraram adaptação às condições iniciais de sucessão.

6. DINÂMICA SAZONAL DA COMUNIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM ÁREAS DE DUNAS NO MUNICÍPIO DE MATARACA, PARAÍBA¹

Resumo

Estudos ecológicos de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) contemplam o conhecimento da diversidade e da dinâmica das comunidades fúngica e vegetal em relação às condições ambientais. Considerando a importância dos FMA para a manutenção dos ecossistemas terrestres e a escassez de estudos sobre a dinâmica das comunidades em áreas de dunas litorâneas, o objetivo deste trabalho foi acompanhar, durante dois anos, a dinâmica sazonal de comunidades de FMA em áreas de dunas, no litoral norte da Paraíba, nordeste do Brasil. Coletaram-se amostras de solo em áreas de dunas no município de Mataraca, nos meses de março, julho e novembro de 2010 e 2011, que correspondem ao final do período seco, período chuvoso e início do período seco, respectivamente. Com base na taxonomia morfológica dos Glomeromycota foram identificadas 60 espécies de FMA, com o período chuvoso apresentando a maior riqueza e diversidade de espécies. Houve influência temporal (sazonal) na ocorrência e abundância das espécies, com a maioria das espécies de *Acaulospora* esporulando mais no final do período seco; neste período, também foi observado o pico de esporulação de *Gigaspora gigantea*. A maior parte das espécies (43%) apresentou pico de esporulação na estação chuvosa, o que nos permite afirmar que esse período, em áreas de dunas litorâneas, representa um importante fator regulador das populações de FMA, influenciando positivamente a ocorrência e abundância das espécies.

Palavras chave: sazonalidade, populações de FMA, riqueza de espécies, dunas, índices ecológicos

¹Artigo a ser enviado como Silva, D.K.A., Souza, R.G., Cavalcanti, T.T.W., Goto, B.T., Silva, G.A., Oehl, F., Maia, L.C. Dinâmica sazonal da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em áreas de dunas, no município de Mataraca, Paraíba. Environmental Microbiology.

Introdução

As restingas, ecossistemas costeiros estão incluídas no Bioma Mata Atlântica, ocupando cerca de 80% da costa brasileira (Lacerda *et al.*, 1993). Esses ambientes caracterizam-se pelo tipo de vegetação adaptada às condições do solo e do clima e a consideráveis níveis de estresse, principalmente pela deficiência de nutrientes e baixos teores de matéria orgânica, ampla variação de umidade e elevadas temperatura e salinidade, além de fortes ventos (Santos *et al.*, 2000; Escaray *et al.*, 2010). A biota do solo exerce papel fundamental no desenvolvimento das comunidades de dunas (Emery & Rudgers, 2010), com os micro-organismos participando de processos de transformação de matéria e energia, importantes para o funcionamento e o equilíbrio dos ecossistemas (Filip, 2002). Entre os grupos de micro-organismos do solo, os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) destacam-se por formar simbiose com as raízes da maioria das espécies vegetais.

Amplamente distribuídos, os FMA ocorrem na maioria dos ecossistemas terrestres, desde os árticos aos desérticos (Siqueira, 1994), promovendo inúmeros efeitos em comunidades de plantas, contribuindo para a manutenção da vegetação (Tawaraya *et al.*, 2003), e atuando como facilitadores na absorção de nutrientes (principalmente o fósforo) (Smith e Read, 2008). Em florestas tropicais as comunidades de FMA podem influenciar o estabelecimento das plantas, afetando consequentemente a composição da comunidade vegetal (Kiers *et al.*, 2000).

Devido à importância na ecologia ambiental, os FMA podem ser utilizados como indicadores de qualidade do solo (Schloter *et al.*, 2003) e avaliações que contemplem a diversidade e a dinâmica desses fungos são importantes em estudos ecológicos. No entanto, a obtenção de dados que indiquem a riqueza de FMA é repleta de dificuldades, não apenas para identificação das espécies, mas também pelo conhecimento limitado sobre a ecologia de populações das espécies desses fungos, e a composição das comunidades (Bever *et al.*, 2001). Assim, o conhecimento da diversidade em áreas naturais e antropizadas é importante para proteger e conservar os micro-organismos benéficos como os FMA, considerando que as espécies respondem de maneira diferenciada às perturbações antrópicas (Turrini *et al.*, 2010).

Vários fatores podem influenciar a ocorrência de FMA, entre eles o hospedeiro vegetal, a sazonalidade e os fatores edáficos. A influência da sazonalidade sobre os FMA foi estudada em algumas comunidades ocorrentes em dunas, nos Estados Unidos

(Gemma et al., 1989; Giovannetti 1985; Lee e Koske, 1994). No Brasil, apenas um estudo sobre a influência sazonal nos FMA foi realizado em áreas de dunas, em Santa Catarina, sul do país (Stürmer e Bellei, 1994); trabalhos mais recentes têm investigado a variação temporal nas comunidades de FMA. Em áreas revegetadas após extração de minerais pesados, na Paraíba, Silva *et al.* (2012) observaram pouca variação nas comunidades de FMA entre as estações do ano, com maior riqueza de espécies no período chuvoso; enquanto Souza *et al.* (2013), trabalhando na mesma área, não observaram variação na produção de glomerosporos e de glomalina entre os períodos avaliados, mas registraram influência do período de coleta no número de propágulos infectivos de FMA, com maior produção de propágulos na estação seca.

Considerando a importância desses micro-organismos para a manutenção dos ecossistemas terrestres e a escassez de estudos sobre a dinâmica das comunidades em áreas de dunas no Brasil, o objetivo deste trabalho foi verificar durante dois anos a dinâmica sazonal de comunidades de FMA em áreas de dunas, considerando a hipótese de que a ocorrência, a frequência e a abundância das espécies é alterada em decorrência das variações temporais ao longo do ano.

Material e Métodos

Local de estudo

A área de estudo compreende áreas de restingas e dunas de propriedade da empresa “A Cristal Company Millennium – Mineração-PB”, localizada no Município de Mataraca, Paraíba (6°28’20” – 6°30’00”S, 34°55’50” – 34°57’10”W). O clima do local é tropical chuvoso (tipo Am de Köppen), com um período de seca curto e temperatura média anual de 25,5°C e precipitação média anual de 1843 mm (dados fornecidos pela Millenium Inorganics Chemicals) (Figura 1)

Coletas foram realizadas em quatro áreas: (1) Mata de restinga nativa (MN) – área constituída de árvores medindo em geral entre 4 e 10 metros, podendo-se encontrar também epífitas e lianas nos troncos e copas das árvores. As principais espécies arbóreas encontradas na área são: *Tabebuia roseo-alba* (Ridl.) Sandw, *Ziziphus joazeiro* Mart., *Psidium decussalum* D.C., *Xylopia nítida* Dun., *Buchenavia capitata* (Vahl.) Eichl., *Duguetia gardneriana* Mart., *Hymenia rubriflora* Ducke var. *glabra* Lee, *Apeiba tibourbou* Aubl., *Tapirira guianensis* Aubl., e há espécies típicas de outras formações

florestais, tais como: Mata Atlântica nordestina, Caatinga e ‘mata de brejo’ (Oliveira-Filho e Carvalho, 1993); (2), (3) e (4) áreas de dunas revegetadas em 1989 (R20), 2001 (R10) e 2009 (R02), com 21-22, 09-10 e 1-2 anos de revegetação nos anos de 2010 e 2011, respectivamente. As áreas são revegetadas com mudas de >150 espécies nativas, entre as quais *Anacardium occidentale* L., *Tabebuia roseo-alba* (Ridl.) Sandw., *Tocoyena selloana* Schum., *Guazuma ulmifolia* Lam. e *Zizyphus joazeiro* Mart. (Souza et al. 2010). Descrição detalhada da área e do processo de mineração e revegetação encontram-se em Souza et al. (2012). As comunidades de FMA foram comparadas considerando apenas o período de coleta, independentemente da área, com o objetivo de estudar a dinâmica sazonal da comunidade de FMA.

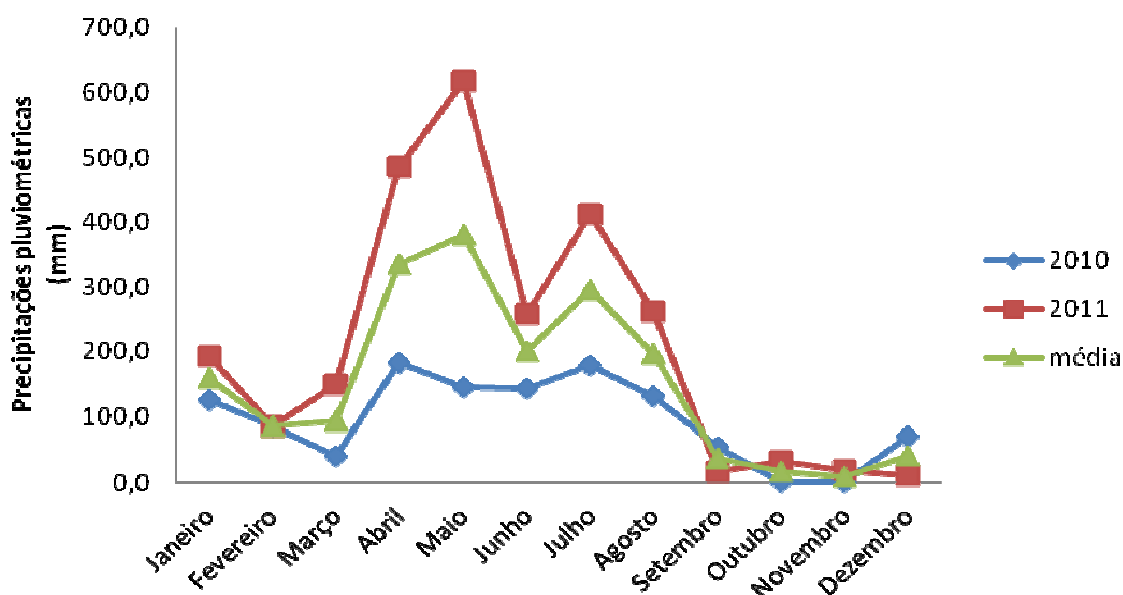


Figura 1. Precipitação pluviométrica nos anos de 2010 e 2011 e média dos dois anos de coleta, em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro

Amostragem

Amostras de solo foram coletadas em março (final do período seco), julho (período chuvoso) e novembro (início do período seco) em 2010 e 2011. Em cada área foram delimitadas quatro parcelas de 100 m² (5 × 20 m) e em cada parcela coletou-se uma amostra composta (formada por seis sub-amostras), distantes 30 m entre si, na profundidade de 0-20 cm, totalizando quatro amostras compostas de solo por área, em cada coleta. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, levadas ao Laboratório de Micorrizas (UFPE) e mantidas em temperatura ambiente até as análises.

Avaliações

Número mais provável (NMP) de propágulos infectivos de FMA

Amostras compostas de solo de todas as áreas foram diluídas nas proporções de: 0, 1:10, 1:100 e 1:1000 (v/v) com areia desinfestada com NaOCl (2%) e seca em estufa a 100 °C por 24h. O substrato recebeu sementes de milho (*Zea mays* L.) desinfestadas NaOCl 0,05 %, sendo utilizadas cinco repetições para cada diluição (Feldmann e Idzack, 1994). Após 30 dias, as raízes foram diafanizadas e coradas (Phillips e Hayman 1970) para avaliação da presença ou ausência de colonização micorrízica.

Extração dos esporos e identificação dos FMA

Glomerosporos foram extraídos de amostras de 50 mL de solo, via peneiramento úmido (Gerdemann e Nicolson 1963), seguido por centrifugação em água e sacarose a 50% (Jenkins, 1964 - modificado), utilizando peneiras com malhas de 850 e 45 µm. Os glomerosporos extraídos do solo foram preparados em lâminas com PVLG (álcool-polivinílico em lactoglicerol) e PVLG + reagente de Melzer (1:1 v/v), e observados ao microscópio para identificação das espécies, feita por consulta às descrições originais. Para calcular os índices de diversidade, os esporos foram contados por espécie e os esporocarpos contados como uma unidade. A classificação para os FMA adotada neste trabalho foi a proposta por Oehl *et al.* (2011).

Índices ecológicos

Os índices de diversidade de Shannon e Margalef, equitabilidade de Pielou e índice de dominância foram calculados para analisar a comunidade de FMA. O índice de Shannon (H') foi calculado pela equação: $H' = - \sum (P_i \ln [P_i])$; onde $P_i = n_i/N$, n_i = número de indivíduos de cada espécie i , e N = número total de indivíduos de todas as espécies. O índice de Margalef (d) foi calculado pela equação $d = S-1/\log N$, onde S é o número de espécies e N é o número total de esporos na amostra. A equitabilidade de Pielou (J') foi calculada pela equação $J' = H'/\log (S)$, onde H' é o valor do índice de Shannon e S é o número total de espécies. O índice de dominância (D) foi obtido através da equação $C = \sum (n_i (n_i-1)/N(N-1)$, onde n_i = a abundância da espécie i^{th} e N = abundância total. A riqueza de espécies foi determinada pelo número total de espécies identificado em cada área e para estimar o número de espécies para cada área foi utilizado o índice de Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1).

Análise dos dados

Os dados de NMP de propágulos infectivos e de número de glomerosporos foram transformados em $\log(X+1)$ e foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e quando significativos as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Os dados da comunidade de FMA (composição e abundância) foram obtidos pela identificação morfológica e contagem de indivíduos de cada espécie ao microscópio. Os períodos foram comparados e a significância da diferença entre as comunidades foi feita pela análise de PERMANOVA. A análise de variância (ANOVA) e comparação de médias foi feita no programa STATISTICA 5.0, a análise de PERMANOVA foi realizada com o auxílio do programa PC-ORD versão 5.0 (McCune e Mefford, 2006); as curvas de acumulação de espécie e os índices de diversidade foram realizados com auxílio do programa PRIMER versão 6.0 (Clarke e Gorley 2006).

Resultados

O número mais provável (NMP) de propágulos infectivos de FMA e a produção de glomerosporos não diferiram entre os períodos de coleta ($p>0,05$); no entanto, a comunidade de FMA diferiu entre os períodos de amostragem.

Foram registradas 60 espécies de FMA, representantes de 15 gêneros e nove famílias de Glomeromycota: Acaulosporaceae (*Acaulospora* e *Kuklospora*), Ambisporaceae (*Ambispora*), Dentiscutataceae (*Dentiscutata* e *Fuscutata*), Diversisporaceae (*Diversispora*), Gigasporaceae (*Gigaspora*), Glomeraceae (*Glomus*, *Septoglomus* e *Simiglomus*), Intraornatosporaceae (*Intraornatospora* e *Paradentiscutata*), Racocetraceae (*Cetraspora* e *Racocetra*) e Scutellosporaceae (*Orbispora*) (Tabela 1).

Acaulospora e *Glomus* apresentaram o maior número de espécies e a maior abundância relativa (Figura 2).

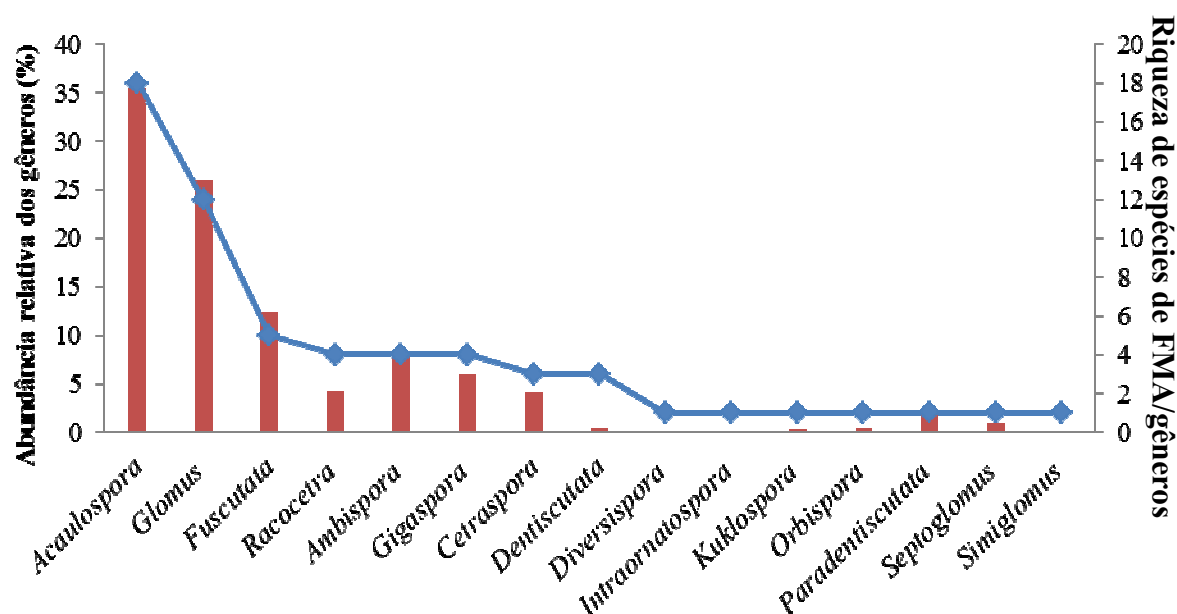


Figura 2. Abundância relativa de gêneros (barra) e riqueza de espécies (linha) de FMA registrados em áreas de Mata de restinga nativa (MN), dunas revegetadas R20, R10 e R02, em coletas realizadas no final do período seco (FS), período chuvoso (C) e início do período seco (IS) no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro

Vinte e seis espécies de FMA foram registradas em todos os períodos de coleta; outras ocorreram exclusivamente em alguns dos períodos (Tabela 1). Todas as espécies exclusivas a um dos períodos apresentaram baixa abundância relativa ($<0,5\%$) e baixa frequência de ocorrência ($<16\%$). Oito espécies foram exclusivas ao final do período seco: *Acaulospora excavata*, *Dentiscutata scutata*, *Diversispora* sp., *Fusicutata* sp., *Gigaspora* sp., *Glomus clavisporum*, *G. coremioides* e *Racocetra* sp.; nove ocorreram apenas no chuvoso: *Acaulospora cavernata*, *A. denticulata*, *Ambispora calosa*, *Cetraspora pellucida*, *Glomus brohultii*, *G. microcarpum*, *G. taiwanense*, *Intraornatospora intraornata* e *Simigloimus* sp. e sete foram exclusivas do início do período seco: *Acaulospora paulinae*, *Acaulospora* sp.4, *Acaulospora* sp.5, *Acaulospora* sp.6, *Dentiscutata* sp., *Fusicutata aurea*, *Fusicutata* sp. e *Glomus* sp.5.

As espécies que ocorreram em todos os períodos apresentaram variações na abundância relativa em relação à época de coleta, com *Acaulospora foveata*, *A. mellea*, *A. morrowiae*, *A. rehmi*, *A. spinosa*, *Dentiscutata cerradensis*, *Gigaspora gigantea*, *Glomus sinuosum*, *Glomus* sp.6, *Orbispora pernambucana*, *Racocetra coralloidea* e *Septogloimus constrictum* apresentando maior abundância no final do período seco, enquanto *Acaulospora herrerae*, *A. scrobiculata*, *Acaulospora* sp.3, *A. tuberculata*,

Cetraspora sp.1, *Cetraspora* sp.3, *Gigaspora decipiens*, *G. margarita*, *Glomus glomerulatum*, *Paradentiscutata maritima* e *Racocetra fulgida* foram mais abundantes durante a estação chuvosa e *Acaulospora sieverdingii*, *Acaulospora* sp.7, *Ambispora appendicula*, *Ambispora gerdemanii*, *Ambispora* sp., *Fuscutata heterogama*, *F. rubra*, *Glomus* sp.4, *Kuklospora colombiana* e *Racocetra tropicana* exibiram maior abundância relativa no início do período seco.

Maior similaridade entre as comunidades de FMA (78%) foi observada entre o período chuvoso e o início do período seco, os demais períodos tiveram cerca de 70% de similaridade entre si. Pela análise de PERMANOVA, todas as épocas de coleta diferiram entre si em relação às comunidades de FMA ($p < 0,001$).

Tabela 1. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) de espécies de fungos micorrízicos arbusculares nas coletas realizadas no final do período seco (FS), período chuvoso (C) e início do período seco (IS) em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro

	FS		C		IS	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO
<i>Acaulospora cavernata</i> Błaszk.	0	0	0,06	6,25	0	0
<i>Acaulospora denticulata</i> Sieverd. & S. Toro	0	0	0,02	3,12	0	0
<i>Acaulospora excavata</i> Ingleby & C. Walker	0,02	3,12	0	0	0	0
<i>Acaulospora foveata</i> Trappe & Janos	0,77	28,12	2,20	46,87	1,21	50
<i>Acaulospora herrerae</i> Furrázola, B.T.Goto, G.A.Silva, Sieverd. & Oehl	0	0	0,19	9,37	0,09	3,12
<i>Acaulospora mellea</i> Spain & N.C. Schenck	4,57	50	7,59	59,37	7,45	59,37
<i>Acaulospora morrowiae</i> Spain & N.C. Schenck	1,40	28,12	0,50	37,5	1,42	34,37
<i>Acaulospora paulinae</i> Błaszk.	0	0	0	0	0,02	3,12
<i>Acaulospora rehmi</i> Sieverd. & S. Toro	0,05	6,25	0,02	3,12	0	0
<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe	0,65	40,62	2,71	53,12	1,68	43,75
<i>Acaulospora sieverdingii</i> Oehl, Sýkorová, Błaszk. & G.A. Silva	0,07	9,37	0	0	0,33	6,25
<i>Acaulospora</i> sp.3	0,02	3,12	0,12	3,12	0,02	3,12
<i>Acaulospora</i> sp.4	0	0	0	0	0,02	3,12
<i>Acaulospora</i> sp.5	0	0	0	0	0,05	3,12
<i>Acaulospora</i> sp.6	0	0	0	0	0,35	15,62
<i>Acaulospora</i> sp.7	0,05	6,25	0,44	6,25	0,58	25
<i>Acaulospora spinosa</i> C. Walker & Trappe	0,12	12,5	0,02	3,12	0,30	12,5
<i>Acaulospora tuberculata</i> Janos & Trappe	0	0	0,19	15,62	0,02	3,12
<i>Ambispora apendicula</i> (Spain, Sieverd. & N.C. Schenck) C. Walker	0,51	21,87	2,33	37,5	2,54	28,12
<i>Ambispora calosa</i> (Sieverd.) C. Walker, Vestberg & A. Schüßler	0	0	0,02	3,12	0	0
<i>Ambispora gerdemanii</i> (S.L. Rose, B.A. Daniels & Trappe) C. Walker, Vestberg & A. Schüßler	0	0	0,02	3,12	0,05	6,25

Tabela 1. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) de espécies de fungos micorrízicos arbusculares nas coletas realizadas no final do período seco (FS), período chuvoso (C) e início do período seco (IS) em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro

	FS		C		IS	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO
<i>Ambispora</i> sp.	0,05	3,12	0,54	12,5	1,96	37,5
<i>Cetraspora pellucida</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0	0	0,12	6,25	0	0
<i>Cetraspora</i> sp.1	0,02	3,12	1,61	25	0,51	28,12
<i>Cetraspora</i> sp.3	0,16	12,5	1,26	9,37	0,33	12,5
<i>Dentiscutata cerradensis</i> (Spain & J. Miranda) Sieverd., F.A. Souza & Oehl	0,14	9,37	0,19	12,5	0,05	6,25
<i>Dentiscutata scutata</i> (C. Walker & Dieder.) Sieverd., F.A. Souza & Oehl	0,02	3,12	0	0	0	0
<i>Dentiscutata</i> sp.	0	0	0	0	0,02	3,12
<i>Diversispora</i> sp.	0,05	3,12	0	0	0	0
<i>Fuscutata aurea</i> Oehl, C.M.Mello & G.A.Silva	0	0	0	0	0,02	3,12
<i>Fuscutata heterogama</i> Oehl, F.A. Souza, L.C. Maia & Sieverd.	0,30	9,37	2,75	25	5,03	18,75
<i>Fuscutata rubra</i> (Stürmer & J.B. Morton) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0	0	1,21	18,75	2,88	21,87
<i>Fuscutata savannicola</i> (R.A. Herrera & Ferrer) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0	0	0,02	3,125	0,02	3,12
<i>Fuscutata</i> sp.	0,02	3,12	0	0	0	0
<i>Gigaspora decipiens</i> I.R. Hall & L.K. Abbott	0,02	3,12	0,30	18,75	0,14	9,37
<i>Gigaspora gigantea</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe	0,82	34,37	1,41	65,62	1,37	46,87
<i>Gigaspora margarita</i> W.N. Becker & I.R. Hall	0,21	6,25	1,37	59,37	0,35	25
<i>Gigaspora</i> sp.	0,02	3,12	0	0	0	0
<i>Glomus ambisporum</i> G.S. Sm. & N.C. Schenck	0,02	3,12	0,14	3,12	0,14	3,12

Tabela 1. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) de espécies de fungos micorrízicos arbusculares nas coletas realizadas no final do período seco (FS), período chuvoso (C) e início do período seco (IS) em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro

	FS		C		IS	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO
<i>Glomus brohultii</i> R.A. Herrera, Ferrer & Sieverd.	0	0	0,02	3,12	0	0
<i>Glomus clavisporum</i> (Trappe) R.T. Almeida & N.C. Schenck	0,02	3,12	0	0	0	0
<i>Glomus coremioides</i> (Berk. & Broome) D. Redecker & J.B. Morton	0,02	3,12	0	0	0	0
<i>Glomus glomerulatum</i> Sieverd.	0,23	15,62	1,59	59,37	0,79	21,87
<i>Glomus macrocarpum</i> Tul. & C. Tul.	0	100	0	90,62	0	100
<i>Glomus microcarpum</i> Tul. & C. Tul.	0	0	0,51	9,37	0	0
<i>Glomus sinuosum</i> (Gerd. & B.K. Bakshi) R.T. Almeida & N.C. Schenck	1,00	28,12	1,28	25	0,30	21,87
<i>Glomus</i> sp.4	0,47	12,5	8,15	50	10,37	62,5
<i>Glomus</i> sp.5	0	0	0	0	0,05	3,12
<i>Glomus</i> sp.6	0,33	31,25	0,54	18,75	0,16	15,62
<i>Glomus taiwanense</i> (C.G. Wu & Z.C. Chen) R.T. Almeida & N.C. Schenck	0	0	0,02	3,12	0	0
<i>Intraornatospora intraornata</i> (B.T. Goto & Oehl) B.T. Goto, Oehl & G.A. Silva	0	0	0,02	3,12	0	0
<i>Kuklospora colombiana</i> (Spain & N.C. Schenck) Oehl & Sieverd.	0	0	0,09	9,37	0,21	9,37
<i>Orbispora pernambucana</i> (Oehl, D.K. Silva, N. Freitas & L.C. Maia) Oehl, G.A. Silva & D.K. Silva	0,16	12,5	0,13	15,62	0,05	3,12
<i>Paradentiscuta maritima</i> B.T. Goto, D.K. Silva, Oehl & G.A. Silva	0	0	1,51	25	0,47	31,25

Tabela 1. Abundância relativa (AR) e frequência de ocorrência (FO) de espécies de fungos micorrízicos arbusculares nas coletas realizadas no final do período seco (FS), período chuvoso (C) e início do período seco (IS) em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro

	FS		C		IS	
	AR	FO	AR	FO	AR	FO
<i>Racocetra coralloidea</i> (Trappe, Gerd. & I. Ho) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0,07	3,12	0,12	15,62	0,12	6,25
<i>Racocetra fulgida</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0,26	18,75	1,05	25	0,56	28,12
<i>Racocetra</i> sp.	0,02	3,12	0	0	0	0
<i>Racocetra tropicana</i> Oehl, B.T. Goto & G.A. Silva	0,16	12,5	0,61	31,24	1,19	28,12
<i>Septoglomus constrictum</i> (Trappe) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	0,30	12,5	0,47	15,62	0,12	9,37
<i>Simiglomus</i> sp.	0	0	0,03	6,25	0	0
Riqueza de espécies/período	36		43		42	
Riqueza total de espécies	60					

O período chuvoso apresentou a maior riqueza de espécies (43), seguido pelo início e final do período seco, com 42 e 36 espécies, respectivamente. O maior índice de diversidade de Shannon e de Margalef, equitabilidade de Pielou e menor dominância foram registrados no período de chuvas (Tabela 2).

Tabela 2. Riqueza de espécies (S), índice de diversidade de Shannon (H') e Margalef (d), equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson (D) em coletas realizadas no final do período seco (FS), período chuvoso (C) e início do período seco (IS) em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro

Áreas	S	H'	d	J'	D
FS	36	2,53	5,52	0,70	0,15
C	43	2,87	5,58	0,76	0,09
IS	42	2,63	5,31	0,70	0,11

A curva de acumulação de espécies não atingiu o ponto de estabilização, mas o esforço amostral permitiu a recuperação de 74 % das espécies estimadas para o local (Figura 3).

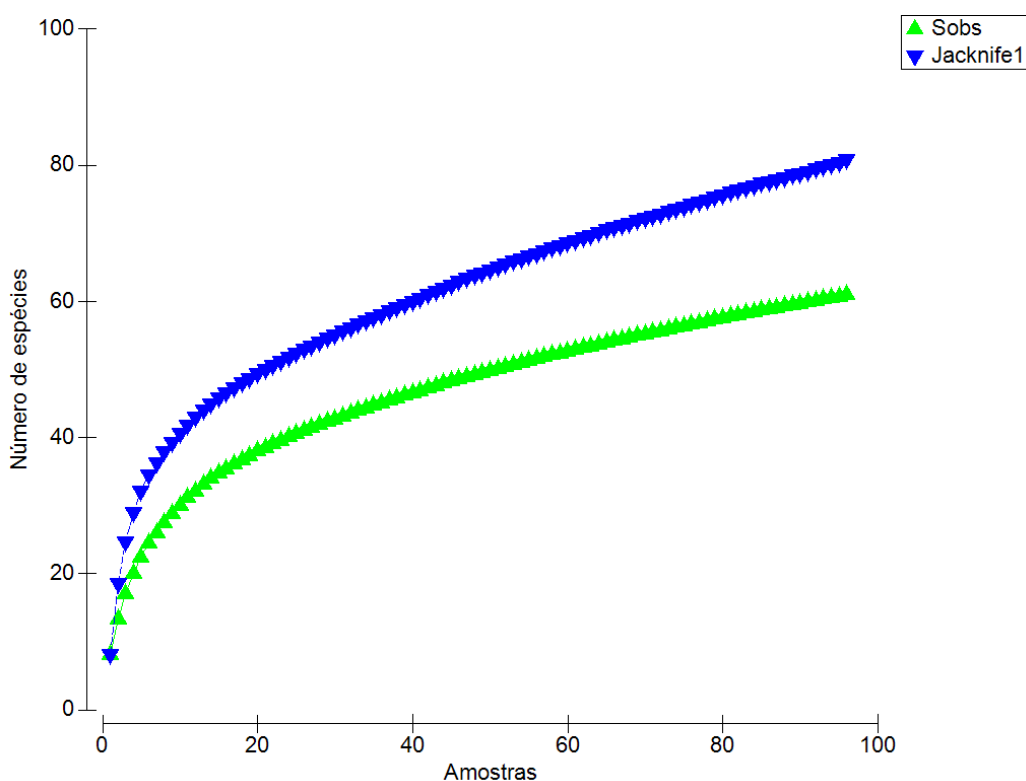


Figura 3. Curva de acumulação de espécies com base nas espécies observadas (Sobs) e estimador de riqueza (Jackknife 1), independentemente do período de coleta, em áreas de dunas no litoral da Paraíba, nordeste brasileiro

Discussão

Acaulospora e *Glomus* predominaram tanto em riqueza quanto em abundância de espécies, tal como relatado por Silva *et al.* (2012) em trabalho prévio na mesma área. *Acaulospora* não tem sido mencionada com maior abundância e riqueza em ambiente de dunas marítimas. Nessas áreas, têm predominado espécies de *Glomus* (Abe *et al.*, 1994; Blaszkowski *et al.*, 2002; Turrini *et al.*, 2010; Souza *et al.*, 2013) e/ou de espécies da ordem Gigasporales (Rose, 1988, Stürmer e Bellei, 1994; Stürmer *et al.*, 2013). O aumento do registro de espécies de *Acaulospora* pode ser devido também ao esquema amostral adotado neste trabalho, com três coletas por ano ao longo de dois anos, permitindo o registro de espécies que esporulam pouco e não mantêm a esporulação durante o ano. Por exemplo, *A. cavernata*, *A. denticulata* e *A. excavata* só ocorreram em um dos períodos de coleta, com baixa frequência e abundância.

O número de espécies de FMA identificadas neste trabalho foi alto (60), considerando estudos realizados em outras áreas de dunas, os quais registraram entre 30-40 espécies em dunas na polônia (Blaszkowski, 1993; Blaszkowski, 1994; Tadych e Blaszkowski, 2000), nove espécies em dunas nos EUA (Rose, 1988), 32 espécies em dunas na Índia (Beena *et al.*, 2000), 6-9 espécies em dunas na Itália (Giovannetti, 1985; Turrini *et al.*, 2010) e entre 5-47 espécies em dunas e restingas brasileiras (Trufem *et al.*, 1989, 1994; Stürmer e Bellei, 1994; Trufem, 1995; Santos *et al.*, 1995; Cordazzo e Stürmer, 2007; Silva *et al.*, 2012; Stürmer *et al.*, 2013; Souza *et al.*, 2013).

O esforço amostral, decorrente da realização de coletas durante dois anos, em três períodos, permitiu a recuperação de um grande número de espécies. Em dois trabalhos prévios realizados na mesma área de estudo, os autores registraram 29 (Souza *et al.*, 2013) e 34 (Silva *et al.*, 2012) espécies de FMA, avaliando dois períodos de amostragem (estiagem e chuvoso) no mesmo ano. No presente estudo, o aumento do esforço amostral possibilitou o registro de aproximadamente o dobro das espécies registradas nos estudos anteriores, confirmando a importância da realização de diversas coletas em anos consecutivos para melhor determinação da riqueza e diversidade de FMA nas áreas estudadas.

A comunidade de FMA sofreu influência da época da amostragem, e as espécies diferiram nas respostas às variações temporais. A maioria das espécies de *Acaulospora* esporulou mais no período chuvoso, com exceção de *Acaulospora rehmi*, que esporulou mais no final do período seco, e de *A. sieverdingii*, *A. spinosa* e *Acaulospora* sp.7 que apresentaram maior abundância no início do período seco, indicando que há uma forte

influência da sazonalidade nas populações de *Acaulospora*; no entanto, a resposta é dependente da espécie e do local amostrado. Aumento da esporulação de espécies de *Acaulospora* durante a estação chuvosa também foi observada por Aidar *et al.* (2004), em áreas de Mata Atlântica, enquanto que redução na frequência e abundância de espécies de *Acaulospora* no período chuvoso foi observada por Caproni *et al.* (2003), em área de mineração de bauxita, no Pará.

Os nossos resultados em relação à dinâmica sazonal em *Gigaspora gigantea* com o pico de esporulação no período chuvoso e início do período seco concordam com os dados da literatura, os quais mencionam maior esporulação dessa espécie no período chuvoso em áreas de dunas (Lee e Koske, 1994) e de campo agrícola (*grasslands*) (Pringle e Bever, 2002), ambos nos Estados Unidos. Com base em dados da literatura, Pringle e Bever (2002) afirmaram que o padrão de sazonalidade de *G. gigantea* é uma característica da espécie. Nossos resultados evidenciam que esse padrão também se aplica aos isolados em dunas do nordeste brasileiro, no entanto, observamos que a esporulação dessa espécie se mantém até o início do período seco, evidenciando que são necessários mais estudos para entendimento da influência das flutuações sazonais nas populações de FMA em diferentes ambientes.

Comparando a comunidade de FMA de áreas de floresta tropical e pastagem Picone (2000) verificou que apenas espécies com esporos grandes (300-500 µm) esporularam mais na estação chuvosa, o que também foi observado neste trabalho, com relação à *Cetraspora* sp.1, *Cetraspora* sp.3 *Gigaspora decipiens*, *G. gigantea*, *G. margarita*, *Paradentiscutata maritima*, *R. coralloidea* e *Racocetra fulgida* que esporularam mais no período chuvoso. Desse modo, é possível afirmar que o período chuvoso em áreas de dunas litorâneas representa um importante fator regulador das populações, influenciando positivamente a ocorrência e abundância de algumas espécies.

Os estudos sobre a composição da comunidade e a dinâmica sazonal das espécies de FMA neste trabalho foram baseados na identificação morfológica, considerando que os estudos ecológicos assim realizados mesmo não sendo conclusivos fornecem subsídios para o entendimento das comunidades de FMA nos diversos ecossistemas. Além disso, esses dados são relevantes e contribuem para ampliar o entendimento sobre a ocorrência e distribuição dos FMA em áreas tropicais, gerando subsídios para políticas de preservação e/ou conservação de áreas.

Os resultados deste estudo mostram que a coleta realizada no período chuvoso apresentou maior riqueza e diversidade de espécies que as demais; no entanto, as comunidades de FMA nos diferentes períodos diferiram entre si, indicando um comportamento sazonal em muitas espécies. Isto implica dizer que para uma avaliação mais completa da diversidade de FMA, as coletas em áreas de dunas litorâneas devem ser distribuídas ao longo do ano, para que as espécies que esporulam pouco ou apenas em um período do ano também sejam amostradas.

7. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Áreas de dunas litorâneas, na Paraíba, são utilizadas para mineração desde 1988. Após um ano do início dessas atividades foi iniciado um programa de revegetação das áreas degradadas, o qual após alguns ajustes vem sendo mantido até hoje. No entanto, a avaliação feita pelos órgãos ambientais para determinar o sucesso das práticas de recuperação e/ou revegetação levam em consideração apenas a comunidade vegetal, não sendo considerados os micro-organismos do solo. Dentre esses micro-organismos, os FMA são o grupo funcional chave da microbiota do solo, devendo, portanto, ser considerados nas avaliações quanto à recuperação de áreas revegetadas.

No Brasil, os estudos sobre FMA em áreas costeiras estão mais concentrados nas regiões sul (Stürmer e Bellei, 1994; Córdoba *et al.*, 2001; Cordazzo e Stürmer, 2007; Stürmer *et al.*, 2013) e sudeste do país (Trufem *et al.*, 1989; 1994; Trufem, 1995). No nordeste brasileiro os estudos são mais recentes, contemplando a caracterização das comunidades de FMA quanto à riqueza e diversidade (Souza *et al.*, 2013), e testando a eficiência de FMA na produção de mudas em casa de vegetação e no campo (Souza *et al.*, 2010; 2012).

O local estudado apresenta diferentes fisionomias de restingas naturais, indo de herbácea a arbórea (sem ações antrópicas), além de áreas revegetadas com diferentes idades que proporcionou a oportunidade de estudar as comunidades de FMA sob diferentes aspectos. Ao estudarmos as comunidades de FMA considerando as áreas naturais e revegetadas (Capítulo 3; Silva *et al.*, 2012) observamos que a área mais próxima ao mar apresentava elevada riqueza e que servia como fonte de propágulos para as áreas revegetadas próximas, uma vez que similaridade acima de 60% foi observada entre a restinga praiana (=herbácea) e a área com 8 anos de revegetação. Outro aspecto importante era analisar se o gradiente vegetacional influenciava a ocorrência, a diversidade, a frequência e a abundância das espécies de FMA, e para isso foram realizadas coletas durante dois anos em três áreas de restinga (herbácea, arbustiva e arbórea), as quais formam um gradiente ambiental no sentido praia-continente (Capítulo 4). Nesse estudo, observamos a influência do gradiente vegetacional nas comunidades de FMA com maior diversidade na área mais próxima ao mar (restinga herbácea).

Ao analisarmos a sucessão de espécies de FMA em área de duna na fase inicial de recuperação (0-30 meses de revegetação) (Capítulo 5), observamos que as mudanças na comunidade começam a ocorrer a partir dos 10 meses de revegetação, com a

predominância de espécies de Gigasporales, conhecidas pela produção de grandes esporos e elevada quantidade de micélio no solo (Hart e Reader, 2002), características que proporcionam a essas espécies maior contribuição na agregação do solo, atributo importante na fase inicial de recuperação das áreas.

Outro aspecto importante é a influência das variações sazonais nas comunidades de FMA, o que também foi objeto de estudo (Capítulo 6). Os resultados mostraram que a coleta realizada no período chuvoso e no início do período seco permitiu detectar maior riqueza de espécies quando comparadas à coleta do final do período seco, enquanto que a diversidade foi maior no período chuvoso. Em geral, as comunidades de FMA nos diferentes períodos diferiram entre si, evidenciando um comportamento sazonal em muitas espécies, o que permite afirmar que para uma avaliação mais completa da diversidade de FMA em áreas de dunas litorâneas, as coletas devem ser distribuídas ao longo do ano, para que as espécies que esporulam pouco ou apenas em um período do ano sejam também amostradas.

Considerando todos os estudos deste trabalho foram identificadas 79 espécies, distribuídas em 17 gêneros e 11 famílias de Glomeromycota. Pelo menos seis dessas espécies são consideradas novas para a ciência e serão descritas posteriormente. *Racocetra intraornata* (Goto *et al.*, 2009), *Dentiscutata colliculosa* (Goto *et al.*, 2010), *Racocetra tropicana* (Goto *et al.*, 2011) e *Paradentiscutata maritima* (Goto *et al.*, 2012) foram recentemente descritas de material proveniente das áreas estudadas, evidenciando que apresentam elevada diversidade de FMA. Turrini *et al.* (2008) pontuam a importância do estabelecimento de coleções *in situ* com o objetivo de preservar espécies raras e/ou ameaçadas. Nesse sentido, a maioria das espécies das comunidades de FMA identificadas nas áreas de dunas e restingas estudadas foi de ocorrência rara (Silva *et al.*, 2012; Souza *et al.*, 2013), sugerindo que essas áreas devem ser consideradas prioritárias para conservação da diversidade desses fungos, e reforçando a importância de se conhecer a diversidade local para que estratégias mais apropriadas de conservação possam ser adotadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abe, J.P., Masuhara, G., Katsuya, K. 1994. Vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in coastal dune plant communities I. spore formation of *Glomus* spp. predominates under a patch of *Elymus mollis*. *Mycoscience* 35: 233-238.
- Aidar, M.P.M., Carrenho, R., Joly, C.A. 2004. Aspects of arbuscular mycorrhizal fungi in an Atlantic Forest chronosequence in Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP. *Biota Neotropica* 4: 1-15.
- Al-Agely, A.K., Reeves, F.B. 1995. Inland sand dune mycorrhizae: Effects of soil depth, moisture, and pH on colonization of *Oryzopsis hymenoides*. *Mycologia* 87(1): 54-60.
- Alarcón, C., Cuenca, G. 2005. Arbuscular mycorrhizas in coastal sand dunes of the Paraguana Peninsula, Venezuela. *Mycorrhiza* 16: 1-9.
- Aldrich-Wolfe, L. 2007. Distinct mycorrhizal communities on new and established hosts in a transitional tropical plant community. *Ecology* 88(3): 559-566.
- Almeida, R.T., Schenck, N.C. 1990. A revision of the genus *Sclerocystis* (Glomaceae, Glomales). *Mycologia* 82 (6): 703-714.
- Ames, R.N., Schneider, R.W. 1979. *Entrophospora*, a new genus in the Endogonaceae. *Mycotaxon* 8(2): 347-352.
- Andres, P., Mateos, E. 2006. Soil mesofaunal responses to post-mining restoration treatments. *Applied Soil Ecology* 33: 67-78
- Antoninka, A. Reich, P.B., Johnson, N.C. 2011. Seven years of carbon dioxide enrichment, nitrogen fertilization and plant diversity influence arbuscular mycorrhizal fungi in a grassland ecosystem. *New Phytologist* 192: 200-214.
- Azevedo, P.T.M. 2010. Minhocas, fungos micorrízicos arbusculares e bactérias diazotróficas em mudas de *Araucaria angustifolia*. Dissertação de mestrado, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C., Silliman B.R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81(2): 169-193.
- Beena, K.R., Raviraja, N.S., Arun, A.B., Sridhar, K.R. 2000. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi on the coastal sand dunes of the west coast of India. *Current Science* 79: 1459-1466
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L. 2007. *Ecologia: de indivíduos à ecossistemas*. Porto Alegre: Artmed.
- Berch, S.M., Koske, R.E. 1986. *Glomus pansihalos*, a new species in the Endogonaceae, Zygomycetes. *Mycologia* 78: 832-836.
- Berkeley, M.J., Broome, C.E. 1973. Enumeration of the Fungi of Ceylon. *Journal Linnaean Society* 14: 137.

- Bever, J.D., Schultz, P.A., Pringle, A., Morton, J.B. 2001. Arbuscular mycorrhizal fungi: more diverse than meets the eye, and the ecological tale of why. *Bioscience* 51(11): 923-931.
- Blaszkowski, J. 1993. The occurrence of arbuscular fungi and mycorrhizae (Glomales) in plant communities of maritime sand dunes and shores of Poland. *Bulletin of the Polish Academy of Sciences, Biological Sciences* 41: 377-392.
- Blaszkowski, J. 1994. Arbuscular fungi and mycorrhizae (Glomales) of the Hel Peninsula, Poland. *Mycorrhiza* 5: 71-88.
- Blaszkowski, J., Tadych, M., Madej, T. 2002. Arbuscular mycorrhizal fungi (Glomales, Zygomycota) of the Bledowska desert, Poland. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 71: 71-85.
- Brower, J.E., Zar, J.H. 1984. Community similarity. In: Brower, J.E., Zar, J.H. (eds) *Field and laboratory methods for general ecology*, 3rd edition. Dubuque, W.C. Brown Publishers.
- Brundrett, M. 1991. Mycorrhizas in natural ecosystems. In: Begon, M.F., Macfadyen, A. (eds.) *Advances in ecological research*. London, Academic Press, pp. 171-313.
- Caproni, A.L., Franco, A.A., Berbara, R.L.L., Trufem, S.B., Granha, J.R.D.O., Monteiro, A.B. 2003. Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em áreas revegetadas após mineração de bauxita em Porto Trombetas, Pará. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 38: 1409-1418.
- Carvalho, D.A., Oliveira-Filho, A.T. 1993. Avaliação da recomposição da cobertura vegetal de dunas de rejeito de mineração, em Mataraca/PB. *Acta Botanica Brasilica* 7(2): 107-117.
- Cavalier-Smith, T. 1998. A revised six-kingdom system of life. *Biological Reviews* 73: 203-266.
- Chiffot, V., Rivest, D., Olivier, A., Cogliastro, A., Khasa, D. 2009. Molecular analyses of arbuscular mycorrhizal community structure and spores distribution in tree-based intercropping and forest systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131: 32-39.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- Cochran, W.G. 1950. Estimation of bacterial densities by means of the most probable number. *Biometrics* 6: 105-116.
- Cordazzo, C.V., Stürmer, S.L. 2007. Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em *Panicum racemosum* (P. Beauv.) Spreng (Poaceae) em dunas costeiras do extremo sul do Brasil. *Atlântica* 29(1): 65-68.
- Córdoba, A.S., Mendonça, M.M., Araújo, E.F. 2002. Avaliação da diversidade genética de fungos micorrízicos arbusculares em três estádios de estabilização de dunas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 26: 931-937.
- Córdoba, A.S., Mendonça, M.M., Stürmer, S.L., Ryglewicz, P.T. 2001. 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* 42:379-387.

- Corkidi, L., Rincón, E. 1997. Arbuscular mycorrhizal in a tropical sand dune ecosystem on the Gulf of Mexico I. Mycorrhizal status and inoculum potential along a successional gradient. *Mycorrhiza* 7: 9-15.
- Covacevich, F., Berbara, L.L. 2011. Indigenous arbuscular mycorrhizae in áreas with different successional stages at a tropical dry forest biome in Brazil. *African Journal of Microbiology Research* 5(18): 2697-2705.
- Covacevich, F., Echeverría H.E., Pagano, M.C. 2012. Arbuscular mycorrhizal fungi: Essential belowground organisms for earth life but sensitive to a changing environment. *African Journal of Microbiology Research* 6(27): 5523-5535.
- Croll, D., Sanders, I.R. 2009. Recombination in *Glomus intraradices*, a supposed ancient asexual arbuscular mycorrhizal fungus. *BMC Evolutionary Biology* 9: 13.
- Cunha, L.O., Fontes, M.A.L., Oliveira, A.D., Oliveira-Filho, A.T. 2003. Análise multivariada da vegetação como ferramenta para avaliar a reabilitação de dunas litorâneas mineradas em Mataraca, Paraíba, Brasil. *Revista Árvore* 27(4): 503-515.
- de Carvalho, F., de Souza, F.A., Carrenho, R., Moreira, F.M.S., Jesus, E.C., Fernandes, G.W. 2012. The mosaic of habitats in the high-altitude Brazilian rupestrian fields is a hotspot for arbuscular mycorrhizal fungi. *Applied Soil Ecology* 52: 9-19.
- de Souza, F.A., Berbara, R.L.L. 1999. Ontogeny of *Glomus clarum* in Ri T-DNA Transformed Roots. *Mycologia* 91 (2): 343-350.
- de Souza, F.A., Declerck, S., Smit, E., Kowalchuk, G.A. 2005. Morphological, ontogenetic and molecular characterization of *Scutellospora reticulata* (Glomeromycota). *Mycological Research* 109(6): 697-706.
- de Souza, F.A., Kowalchuk, G.A., Leeflang, P., van Veen, J.A., Smit, E. 2004. PCR-Denaturing Gradient Gel Electrophoresis profiling of inter- and intra-species 18S rRNA gene sequence heterogeneity is an accurate and sensitive method to assess species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi of the genus *Gigaspora*. *Applied and Environmental Microbiology* 70(3): 1413-1424.
- de Souza, F.A., Stürmer, S.L., Carrenho, R., Trufem, S.F.B. 2010. Classificação e taxonomia de fungos micorrízicos arbusculares e sua diversidade e ocorrência no Brasil. 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, pp. 15-73.
- Dufrene, M., Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3): 345-366.
- Emery, S.M., Rudgers, J.A. 2010. Ecological assessment of dune restorations in the Great Lakes region. *Restoration Ecology* 18: 184-194.
- Escaray, F.J., Rosique, F.J.C., Scambato, A.A., Bilenca, D., Carrasco, P., Matarredona, A.V., Ruiz, A.O., Menéndez, A.B. 2010. Evaluation of a technical revegetation action performed

- on foredunes at Devesa de La Albufera, Valencia, Spain. *Land Degradation e Development* 21: 239-247.
- Feldmann, F., Idczak, E. 1994. Inoculum production of vesicular- arbuscular mycorrhizal fungi for use in tropical nurseries. In: Norris, J.R., Read, D.J., Varma, A.K. (eds.) *Techniques for mycorrhizal research*. Academic Press, San Diego, pp. 799- 817.
- Fillip, Z. 2002. International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88: 169-174.
- Funatsu, Y., Nakatsubo, T., Yamaguchi, O., Horikoshi, T., 2005. Effects of arbuscular mycorrhizae on the establishment of alien plant *Oenothera laciniata* (Onagraceae) on a Japanese Coastal Sand Dune. *Journal of Coastal Research* 21: 1054-1061.
- Fungaro, M.H.P. 2000. PCR na micologia. *Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento* 14: 12-16.
- Gates, G.M., Mohammed, C., Wardlaw, T., Ratkowsky, D.A., Davidson, N.J. 2011. The ecology and diversity of wood-inhabiting macrofungi in a native *Eucalyptus obliqua* forest of southern Tasmania, Australia. *Fungal Ecology* 4: 56-67.
- Gemma, J.N., Koske, R.E. 1997. 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* 50: 251-264.
- Gemma, J.N., Koske, R.E. 1988. Seasonal variation in spore abundance and dormancy of *Gigaspora gigantea* and in mycorrhizal inoculums potential of a dune soil. *Mycologia* 80 (2): 211-216.
- Gerdemann, J.W., Nicolson, T.H. 1963. Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. *Transactions of the British Mycological Society* 46: 235-244.
- Gerdemann, J.W., Trappe, J.M. 1974. The Endogonaceae in the Pacific Northwest. *Mycologia Memoir* 5: 1-76.
- Gianinazzi, S., Gollotte, A., Binet, M-N, van Tuinen, D., Redecker, D., Wipf, D. 2010. Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. *Mycorrhiza* 20: 519-530.
- Giovannetti, M., Mosse, B. 1980. An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytologist* 84: 489-500.
- Goto, B.T., Maia, L.C. 2006. Glomerospores: a new denomination for the spores of Glomeromycota, a group molecularly distinct from the Zygomycota. *Mycotaxon* 96: 129-132.
- Goto, B.T., Maia, L.C., Silva, G.A., Oehl F. 2009. *Racocetra intraornata*, a new species in the Glomeromycetes with a unique spore wall structure. *Mycotaxon* 109: 483-491.

- Goto, B.T., Silva, G.A., Maia, L.C., Oehl, F. 2010. *Dentiscutata colliculosa*, a new species in the Glomeromycetes from Northeastern Brazil with colliculate spore ornamentation. *Nova Hedwigia* 90(3-4): 383-393.
- Goto, B.T., Silva, G.A., Maia, L.C., Souza, R.G., Coyne, D., Tchabi, A., Lawouin, L., Hountondji, F., Oehl, F. 2011. *Racocetra tropicana*, a new species in the Glomeromycetes from tropical areas. *Nova Hedwigia* 92(1-2): 69-82.
- Goto, B.T., Silva, G.A., Assis, D.M.A., Silva, D.K.A., Souza, R.G., Ferreira, A.C.A., Jobim, K., Mello, C.M.A., Vieira, H.E.E., Maia, L.C., Oehl, F. 2012. Intraornatosporaceae (Gigasporales), a new family with two new genera and two new species. *Mycotaxon* 119: 117-132.
- Greipsson, S., El-Mayas, H. 2000. Arbuscular mycorrhizae of *Leymus arenarius* on coastal sands and reclamation sites in Iceland and response to inoculation. *Restoration Ecology* 8: 144-150.
- Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111 (982): 1169-1194.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., Rian, P.D. 2001. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Version. 1.37. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Acesso em: 01.11 .2012.
- Hart, M.M., Reader, R.J. 2002. Taxonomic basis for variation in the colonization strategy of arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 153: 335-344.
- Hart, M.M., Reader, R.J. 2004. Do arbuscular mycorrhizal fungi recover from soil disturbance differently? *Tropical Ecology* 45(1): 97-111.
- Hart, M.M., Reader, R.J., Klironomos, J.N. 2001. Life-history strategies of arbuscular mycorrhizal fungi in relation to their successional dynamics. *Mycologia* 93(6): 1186-1194.
- <http://www.agro.ar.szczecin.pl/~jblaszkowski>. Acesso em: novembro de 2012.
- <http://www.mycobank.com>. Acesso em: janeiro de 2013.
- <http://vassarstats.net/rsig.html>. Acesso em: novembro de 2012.
- IJdo, M., Schtickzelle, N., Cranenbrouck, S., Declerck S. 2010. Do arbuscular mycorrhizal fungi with contrasting life-history strategies differ in their responses to repeated defoliation? *FEMS Microbiology Ecology* 72: 114-122.
- Jenkins, W.R. 1964. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. *Plant Disease Report* 48: 692.
- Johnson, N.C., Zak, D.R., Tilman, D., Pfleger F.L. 1991. Dynamics of vesicular-arbuscular mycorrhizae during old field succession. *Oecologia* 86: 349-358.

- Kaonongbua, W., Morton, J.B., Bever, J.D. 2010. Taxonomic revision transferring species in *Kuklospora* to *Acaulospora* (Glomeromycota) and a description of *Acaulospora colliculosa* sp. nov. from field collected spores. *Mycologia* 102: 1497-1509.
- Kardol, P., Wardle, D.A. 2010. How understanding aboveground-belowground linkages can assist restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 25(11): 670-679.
- Kiers, E.T., Lovelock, C.E., Krueger, E.L., Herre, E.A. 2000. Differential effects of tropical arbuscular mycorrhizal fungal inocula on root colonization and tree seedling growth: implications for tropical forest diversity. *Ecology Letters* 3: 106-113.
- Koske, R.E., Gemma, J.N. 1990. VA mycorrhizae in vegetation of the Hawaiian coastal strand: evidence for co-dispersal of fungi and plants. *American Journal of Botany* 77: 466-474.
- Koske, R.E., Gemma, J.N. 1996. Arbuscular-mycorrhizal fungi in Hawaiian sand dunes: Island of Kauai. *Pacific Science* 50: 36-45.
- Koske, R.E., Gemma, J.N. 1995. *Scutellospora hawaiiensis*: a new species of arbuscular mycorrhizal fungus from Hawaii. *Mycologia* 87: 678-683.
- Koske, R.E., Halvorson, W.L. 1981. Ecological studies of vesicular-arbuscular mycorrhizae in a barrier sand dune. *Canadian Journal of Botany* 59: 1413-1422.
- Koske, R.E., Gemma, J.N., Corkidi, L., Sigüenza, C., Rincón, E. 2008. Arbuscular mycorrhizal in coastal dunes. In: Martínez, M.L., Psuty, N.P. (eds.) *Coastal Dunes, Ecology and Conservation*. Ecological studies 171, Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 173-187.
- Kowalchuk, G.A., de Souza, F.A. van Veen, J.A. 2002. Community analysis of arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Ammophila arenaria* in Dutch coastal sand dunes, *Molecular Ecology* 11: 571-581.
- Kubosova, K., Brabec, K., Jarkovsky, J., Syrovatka V. 2010. Selection of indicative taxa for river habitats: a case study on benthic macroinvertebrates using indicator species analysis and the random forest methods. *Hydrobiologia* 651: 101-114.
- Lacerda, L.D., Araujo, D.S.D., Maciel, N.C. 1993. Dry coastal ecosystems of the tropical Brazilian coast. In: van der Maarel, E. (ed.) *Ecosystems of the World 2B: dry coastal ecosystems Africa, America, Asia and Oceania*. Elsevier, Amsterdam, pp.477-493.
- Lambais, M.R., Ramos, A.C. 2010. Sinalização e transdução de sinais e micorrizas arbusculares. In: Siqueira, J.O., de Souza, F.A., Cardoso, E.J.B.N., Tsai, S.M. (eds.) *Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil*, UFLA, Lavras.
- Lachat, T., Wermelinger, B., Gossner, M.M., Bussler, H., Isacsson, G., Müller, J. 2012. Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecological Indicators* 23: 323-331.

- Landis, F.C., Gargas, A., Givnish, T.J. 2004. Relationships among arbuscular mycorrhizal fungi, vascular plants and environmental conditions in Oak Savannas. *New Phytologist* 164: 493-504.
- Lee, J., Lee, S., Young, P.W. 2008. Improved PCR *primers* for the detection and identification of arbuscular mycorrhizal fungi. *FEMS Microbiology Ecology* 65: 339-349.
- Liang, Z., Drijber, R.A., Lee, D.J., Dwiekat, I.M., Harris, S.D., Wedin, D.A. 2008. A DGGE-cloning method to characterize arbuscular mycorrhizal community structure in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 956-966.
- Lichter, J. 2000. Colonization constraints during primary succession on coastal Lake Michigan sand dunes. *Journal of Ecology* 88: 825-839.
- Louis, I. 1990. A mycorrhizal survey of plant species colonizing coastal reclaimed land in Singapore. *Mycologia* 82(6): 772-778.
- Maia, L.C., Silva, G.A., Yano-Melo, A.M., Goto, B.T. 2010. Fungos Micorrízicos Arbusculares no Bioma Caatinga. In: Siqueira, J.O., de Souza, F.A., Cardoso, E.J.B.N., Tsai, S.M. (eds.) *Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil*, UFLA, Lavras.
- Martínez, M.L., Maun, M.A., Psuty, N.P. 2008. The fragility and conservation of the world's coastal dunes: geomorphological, ecological and socioeconomic perspectives. In: Martínez, M.L., Psuty, N.P. (eds.) *Coastal Dunes, Ecology and Conservation*. Ecological studies 171, Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 355-369.
- McCune, B., Mefford, M.J. 2006. *PC-ORD: multivariate analysis of ecological data*. Version 5.14. Gleneden Beach, Oregon: MJM Software.
- Mergulhão, A.C.E.S., Silva, M.V., Figueiredo, M.V.B., Burity, H.A., Maia, L.C. 2008. Characterization and identification of arbuscular mycorrhizal fungi species by PCR/RFLP analysis of the rDNA internal transcribed spacer (ITS). *Annals of Microbiology* 58(2): 341-344.
- Miranda, T.M., Hanazaki, N. 2008. Conhecimento e uso de recursos vegetais de restinga por comunidades das ilhas do Cardoso (SP) e de Santa Catarina (SC), Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 22(1): 203-215.
- Moreira, F.M.S., Siqueira, J.O. 2006. *Microbiologia e bioquímica do solo*. 2ª edição. Lavras, Editora UFLA.
- Moreira, M., Baretta, D., Tsai, S.M., Gomes-da-Costa, S.M., Cardoso, E.J.B.N. 2007. Biodiversity and distribution of arbuscular mycorrhizal fungi in *Araucaria angustifolia* forest. *Scientia Agricola* 64(4): 393-399.
- Morton, J.B. 1986. Three new species of *Acaulospora* (Endogonaceae) from high aluminum low pH soils in West Virginia. *Mycologia* 78: 641-648.
- Morton, J.B. 1990. Evolutionary relationships among arbuscular mycorrhizal fungi in the Endogonaceae. *Mycologia* 82(2): 192-207.

- Morton, J.B., Benny, G.L. 1990. Revised classification of arbuscular mycorrhizal fungi (Zygomycetes): a new order, Glomales, two new suborders, Glominae and Gigasporinae, and two new families, Acaulosporaceae and Gigasporaceae, with an emendation of Glomaceae. *Mycotaxon* (37): 471-491.
- Morton, J.B., Bentivenga, S.P., Bever, J.D. 1995. Discovery, measurement, and interpretation of diversity in arbuscular endomycorrhizal fungi (Glomales, Zygomycetes). *Canadian Journal of Botany* 73: 25-32.
- Morton, J.B., Koske, R.E., Stürmer, S.L., Bentivenga, S.P. 2004. Mutualistic Arbuscular Endomycorrhizal Fungi. In: Mueller, G.M.; Bills, G.F.; Foster, M.S. (orgs.). *Biodiversity of Fungi - Inventory and Monitoring Methods*. Oxford, UK: Elsevier Academic Press, pp. 317-336.
- Morton, J.B., Msiska, Z. 2010. Phylogenies from genetic and morphological characters do not support a revision of Gigasporaceae (Glomeromycota) into four families and five genera. *Mycorrhiza* 20: 483-496.
- Morton, J.B., Redecker, D. 2001. Two new families of Glomales, Archaeosporaceae and Paraglomaceae, with two new genera *Archaeospora* and *Paraglomus*, based on concordant molecular and morphological characters. *Mycologia* 93(1): 181-195.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nicolson, T.H., Johnston, C. 1979. Mycorrhiza in the gramineae III. *Glomus fasciculatus* as the endophyte of pioneer grasses in a maritime sand dune. *Transactions of the British Mycological Society* 72(2): 261-268.
- O'Hanlon, R., Harrington, T.J. 2012. Macrofungal diversity and ecology in four Irish forest types. *Fungal Ecology* 5: 499-508.
- Oehl, F., Schneider, D., Sieverding, E., Burga, C.A. 2011a. Succession of arbuscular mycorrhizal communities in the foreland of the retreating Morteratsch glacier in the Central Alps. *Pedobiologia* 54: 321-331.
- Oehl, F., Sieverding, E., Palenzuela, J., Ineichen, K., Silva, G.A. 2011b. Advances in Glomeromycota taxonomy and classification. *IMA Fungus* 2(2): 191-199.
- Oehl, F., Silva, D.K.A., Maia, L.C., Sousa, N.M.F., Vieira, H.E.E., Silva, G.A. 2011c. *Orbispora* gen. nov., ancestral in the Scutellosporaceae (Glomeromycetes). *Mycotaxon* 116: 161-169.
- Oehl, F., Silva, G.A., Goto, B.T., Maia, L.C., Sieverding, E. 2011d. Glomeromycota: two new classes and a new order. *Mycotaxon* 116: 365-379.
- Oehl, F., Silva, G.A., Goto, B.T., Sieverding, E. 2011e. Glomeromycota: three new genera and glomoid species reorganized. *Mycotaxon* 116: 75-120.

- Oehl, F., Silva, G.A., Sánchez-Castro, I., Goto, B.T., Maia, L.C., Vieira, H.E.E., Barea, J.M., Sieverding, E., Palenzuela, J. 2011f. Revision of Glomeromycetes with entrophosporoid and glomoid spore formation with three new genera. *Mycotaxon* 117: 297-316.
- Oehl, F., Sieverding, E. 2004. *Pacispora*, a new vesicular arbuscular mycorrhizal fungi genus in the Glomeromycetes. *Journal of Applied Botany* 78: 72-82.
- Oehl, F., Souza, F.A., Sieverding, E. 2008. Revision of *Scutellospora* and description of five new genera and three new families in the arbuscular mycorrhiza-forming Glomeromycetes. *Mycotaxon* 106: 311-360.
- Oliveira-Filho, A.T., Carvalho, D.A. 1993. Florística e fisionomia da vegetação no extremo norte do litoral da Paraíba. *Revista Brasileira de Botânica* 16: 115-130.
- Olsson, P.A., Wilhelmsson, P. 2000. The growth of external AM fungal mycelium in sand dunes and in experimental systems. *Plant and Soil* 226(2): 161-169.
- Palenzuela, J., Ferrol, N., Boller, T., Azcón-Aguilar, C., Oehl, F. 2008. *Otospora bareai*, a new fungal species in the Glomeromycetes from a dolomitic shrub land in Sierra de Baza National Park (Granada, Spain). *Mycologia* 100(2): 296-305.
- Phillips, J.M., Hayman, D.S. 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British Mycological Society* 55(1): 158-160.
- Picone, C. 2000. Diversity and abundance of arbuscular-mycorrhizal fungus spores in tropical forest and pasture. *Biotropica* 32(4a): 734-750
- Pirozynski, K.A., Dalpé, Y. 1989. Geological history of the Glomaceae, with particular reference to mycorrhizal symbiosis. *Symbiosis* 7: 1-36.
- Ramos-Zapata, J.A., Guadarrama, P., Navarro-Alberto, J., Orellana, R. 2011. 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* 21: 139-144.
- Redecker, D., Kodner, R., Graham, L.E. 2000a. Glomalean Fungi from the Ordovician. *Science* 289: 1920-1921.
- Redecker, D., Morton, J.B., Bruns, T.D. 2000b. Molecular phylogeny of the arbuscular mycorrhizal fungi *Glomus sinuosum* and *Sclerocystis coremioides*. *Mycologia* 92(2): 282-285.
- Rillig, M.C., Ramsey, P.W., Morris, S., Paul, E.A. 2003. Glomalin, an arbuscular-mycorrhizal fungal soil protein, responds to land-use change. *Plant and Soil* 253: 293-299.
- Rodríguez-Echeverría, S., Freitas, H. 2006. Diversity of AMF associated with *Ammophila arenaria* ssp. *arundinacea* in Portuguese sand dunes. *Mycorrhiza* 16: 543-552.
- Rose, S.L. 1988. Above and belowground community development in a maritime sand dune ecosystem. *Plant and Soil* 109: 215-226.

- Rosendahl, S. 2008. Communities, populations and individuals of arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 178: 253-266.
- Ryszka, P., Blaszkowski, J., Jurkiewicz, A., Turnau, K. 2010. Arbuscular mycorrhizal of *Arnica montana* under field conditions – conventional and molecular studies. *Mycorrhiza* 20: 551-557.
- Sanders, I.R. 2004. Plant and arbuscular mycorrhizal fungal diversity – are we looking at the relevant levels of diversity and are we using the right techniques? *New Phytologist* 164: 415-418.
- Sanders, I.R., Alt, M., Groppe, K., Boller, T., Wiemken, A. 1995. Identification of Ribosomal DNA Polymorphisms among and within Spores of the Glomales - Application to Studies on the Genetic Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities. *New Phytologist* 130(3): 419-427.
- Sanders, I.R., Clapp, J.P., Wiemken, A. 1996. The genetic diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in natural ecosystems – a key to understand the ecology and functioning of the mycorrhizal symbiosis. *New Phytologist* 133: 123-134.
- Sanders, I.R., Croll, D. 2010. Arbuscular mycorrhiza: the challenge to understand the genetics of the fungal partner. *Annual Review of Genetics* 44: 271-292.
- Sanders, I.R., Fitter, A.H. 1992a. The ecology and functioning of vesicular-arbuscular mycorrhizas in co-existing grassland species I. seasonal patterns of mycorrhizal occurrence and morphology. *New Phytologist* 120: 517-524.
- Sanders, I.R., Fitter, A.H. 1992b. The ecology and functioning of vesicular-arbuscular mycorrhizas in co-existing grassland species II. Nutrient uptake and growth of vesicular-arbuscular mycorrhizal plants in a semi-natural grasslands. *New Phytologist* 120: 525-533.
- Santos, F.E.F., Carrenho, R. 2011. Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em remanescente florestal impactado (Parque Cinquentenário - Maringá, Paraná, Brasil). *Acta Botanica Brasilica* 25(2): 508-516.
- Santos, M., Rosado, S.C.S., Oliveira Filho, A.T., Carvalho, D. 2000. Correlações entre variáveis do solo e espécies herbáceo-arbustiva de dunas em revegetação no litoral norte da Paraíba. *CERNE* 6(1): 19-29.
- Santos, O.M., Oliveira, N.C., Novais, R.F. 1995. Observações preliminares sobre fungos micorrízicos vesículo-arbusculares em plantas crescendo em dunas na Bahia. *Revista Ceres* 42(240): 191-202.
- Sarmiento, V.C., Santos, P.J.P. 2012. Trampling on coral reefs: tourism effects on harpacticoid copepods. *Coral Reefs* 31: 135-146.
- Saye, S.E., Pye, K. 2007. Implications of sea level rise for coastal dune habitat conservation in Wales, UK. *Journal of Coastal Conservation* 11: 31-52.
- Schenck, N.C., Pérez, Y. 1990. *Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi*. 3rd edition. Gainesville, Florida, Synergistic Publ.

- Schilling, A.C., Batista, J.L.F. 2008. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. *Revista Brasileira de Botânica* 31:179-187.
- Schlöter, M., Dilly, O., Munch, J.C. 2003. Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 255-262.
- Schüßler, A., Schwarzott, D., Walker, C. 2001. A new fungal phylum, the *Glomeromycota*: phylogeny and evolution. *Mycological Research* 105(12): 1413-1421.
- Schüßler, A., Walker, C. 2010. The Glomeromycota: A species list with new families and new genera. Disponível em: <<http://www.amf-phylogeny.com>>. Acesso em: janeiro/2011.
- Sieverding, E., Oehl, F. 2006. Revision of *Entrophospora* and description of *Kuklospora* and *Intraspora*, two new genera in the arbuscular mycorrhizal Glomeromycetes. *Journal of Applied Botany and Food Quality* 80: 69 – 81.
- Silva, D.K.A., Pereira, C.M.R., Souza, R.G., Silva, G.A., Oehl, F., Maia, L.C. 2012. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in restinga and dunes areas in Brazilian Northeast. *Biodiversity and Conservation* 21: 2361-2373.
- Silva, S.M. 1999. Diagnóstico das Restingas no Brasil. *Fundação BIO RIO, Workshop Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade na Zona Costeira e Marinha*. Porto Seguro, Anais Eletrônicos. Disponível em: <<http://www.bdt.org.br/workshop/costa/Restinga>>. Acesso em: 29/05/2011.
- Siqueira, J.O. 1994. Micorrizas arbusculares. In: Araújo, R.S., Hungria, M. (eds.) *Microrganismos de importância agrícola*. EMBRAPA, Brasília, pp. 151-194.
- Smith, S.E., Read, D.J. 2008. *Mycorrhizal Symbiosis*. San Diego: 3rd edition. Academic Press, Inc.
- Society for Ecological Restoration (SER) International. 2004. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica. Disponível em: <<http://www.ser.org>>.
- Souza, R.G., Goto, B.T., Silva, D.K.A., Barbosa, F.S.B., Sampaio, E.V.S.B., Maia, L.C. 2010. 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* 46: 237-242.
- Souza, R.G., Silva, D.K.A., Oliveira, J.R.G., Goto, B.T., Silva, F.S.B., Sampaio, E.V.S.B., Maia, L.C. 2012. Use of mycorrhizal seedlings on recovery of mined dunes in northeastern Brazil. *Pedobiologia* 55(6): 303-309.
- Souza, R.G., Silva, D.K.A., Mello, C.M.A., Goto, B.T., Barbosa, F.S.B., Sampaio, E.V.S.B., Maia, L.C. 2013. Arbuscular mycorrhizal fungi in revegetated mined dunes. *Land Degradation e Development* (In press). doi: 10.1002/ldr.1113.
- Spain, J. L., Sieverding, E., Oehl, F. 2006. *Appendicispora*: a new genus in the arbuscular mycorrhiza-forming Glomeromycetes, with a discussion of the genus *Archaeospora*. *Mycotaxon* 97: 163-182.

- Spain, J.L., Sieverding, E., Schenck, N.C. 1989. *Gigaspora ramisporophora*: a new species with novel sporophoros from Brazil. *Mycotaxon* 34: 667-677.
- Stürmer, S.L., Bellei, M.M. 1994. 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* 72: 359-363.
- Stürmer, S.L., Filho, O.K., Queiroz, M.H., Mendonça, M.M. 2006. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in soils of early stages of a secondary succession of Atlantic Forest in South Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 20(3): 513-521.
- Stürmer, S.L., Melloni, R., Caproni, A.L. 2010. Micorrizas arbusculares em dunas marítimas e em áreas de mineração. 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.
- Stürmer, S.L., Siqueira, J.O. 2011. Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi across distinct land uses in Western Brazilian Amazon. *Mycorrhiza* 21: 255-267.
- Stürmer, S.L., Stürmer, R., Pasqualini, D. 2013. Taxonomic diversity and community structure of arbuscular mycorrhizal fungi (Phylum Glomeromycota) in three maritime sand dunes in Santa Catarina state, south Brazil. *Fungal Ecology* 6 (1): 27-36.
- Tadych, M., Blaszkowski, J. 2000. Arbuscular fungi and mycorrhizae (Glomales) of the Slowinski National Park, Poland. *Mycotaxon* 74: 463-483.
- Tawaray, K., Takaya, Y., Turjaman, M., Tuah S.J., Limin, S.H., Tamai, Y., Cha, J.Y., Wagatsuma, T., Osaki, M. 2003. Arbuscular mycorrhizal colonization of tree species grown in peat swamp forests of Central Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management* 182: 381-386.
- Thaxter, R. 1922. A revision of the Endogoneae. *Proceedings of the American Academy of Arts and Sciences* 57(12): 291-351.
- Treseder, K.K., Turner, K.M. 2007. Glomalin in ecosystems. *Soil Science Society of American Journal* 71: 1257-1266.
- Trufem, S.F.B., Malatinszky, S.M.M., Otomo, H.S. 1994. Fungos micorrízicos arbusculares em rizosferas de plantas do litoral arenoso do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 8: 219-229.
- Trufem, S.F.B., Otomo, H.S., Malatinszky, S.M.M. 1989. 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* 3: 141-152.
- Trufem, S.F.B. 1995. Aspectos ecológicos de fungos micorrízicos arbusculares na rizosfera de plantas de restinga da Ilha do Cardoso, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 18(1): 51-60.

- Turrini, A., Sbrana, C., Strani, P., Pezzarossa, B., Risaliti, R., Giovannetti, M. 2010. Arbuscular mycorrhizal fungi of a Mediterranean island (Pianosa), within a UNESCO Biosphere Reserve. *Biology and Fertility of Soils* 46: 511-520.
- van der Heijden, M.G.A., Horton, T.R. 2009. Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystems. *Journal of Ecology* 97: 1139-1150.
- van der Heijden, M.G.A., Klironomos, J.N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A., Sanders, I.R. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396: 69-72.
- Walker, C. 1983. Taxonomic concepts in the Endogonaceae: spore wall characteristics in species descriptions. *Mycotaxon* 18(2): 443-455.
- Walker, C. 1986. Taxonomic concepts in the Endogonaceae. 11. A fifth morphological wall type in endogonaceous spores. *Mycotaxon* 25: 95-99.
- Walker, C. 2008. *Ambispora* and Ambisporaceae resurrected. *Mycological Research* 112: 297-298.
- Walker, C., Błaszkowski, J., Schwarzott, D., Schüßler, A. 2004. *Gerdemannia* gen. nov., a genus separated from *Glomus*, and Gerdemanniaceae fam. nov., a new family in the Glomeromycota. *Mycological Research* 108(6): 707-718.
- Walker, C., Sanders, F.E. 1986. Taxonomic concept in the Endogonaceae: III. The separation of *Scutellospora* gen. nov. from *Gigaspora* Gerd. e Trappe. *Mycotaxon* 27: 169-182.
- Walker, C., Schüßler, A. 2004. Nomenclatural clarifications and new taxa in the Glomeromycota. *Mycological Research* 108: 981-982.
- Walker, C., Vestberg, M., Demircik, F., Stockinger, H., Saito, M., Sawaki, H., Nishimura, I., Schüßler, A. 2007a. Molecular phylogeny and new taxa in the Archaeosporales (Glomeromycota): *Ambispora fennica* gen. sp. nov., Ambisporaceae fam. nov., and emendation of *Archaeospora* and Archaeosporaceae. *Mycological Research* 111: 137-153.
- Walker, C., Vestberg, M., Schüßler, A. 2007b. Nomenclatural clarifications in Glomeromycota. *Mycological Research* 111: 253-256.
- Whitcomb, S., Stutz, J.C. 2007. Assessing diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a local community: role of sampling effort and spatial heterogeneity. *Mycorrhiza* 17: 429-437.
- Wilson, J.B. 2012. Species presence/absence sometimes represents a plant community as well as species abundances do, or better. *Journal of Vegetation Science* 23: 1013-1023.
- Wyss, P., Bonfante, P. 1993. Amplification of genomic DNA of arbuscular-mycorrhizal AM) fungi by PCR using short arbitrary primers. *Mycological Research* 97: 1351-1357.
- Yamato, M., Yagame, T., Yoshimura, Y., Iwase, K. 2012. Effect of environmental gradient in coastal vegetation on communities of arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Ixeris repens* (Asteraceae). *Mycorrhiza* 22: 623-630.

- Zamith, L.R., Scarano, F.R. 2006. Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: Survival and growth of planted woody species. *Restoration Ecology* 14: 87-94.
- Zanella, N.R.Z., Prudencio, M., Castellani, T.T. 2010. Análise da cobertura vegetal em duna semifixa dez anos após a aplicação de técnicas de restauração no Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, Florianópolis, Santa Catarina. *Biotemas* 23(3): 49-58.
- Zangaro, W., Moreira, M. 2010. Micorrizas arbusculares nos biomas Floresta Atlântica e Floresta de Araucária. In: Siqueira, J.O., de Souza, F.A., Cardoso, E.J.B.N., Tsai, S.M. (eds.) *Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil*, Lavras: UFLA.
- Zeppelini, D., Bellini, B.C., Creão-Duarte, A.J., Hernández, M.V.M. 2009. Collembola as bioindicators of restoration in mined sand dunes of Northeastern Brazil. *Biodiversity Conservation* 18: 1161-1170.
- Zhang, Y., Gui, L.D., Liu, R.J. 2004. Survey of arbuscular mycorrhizal fungi in deforested and natural forest land in the subtropical region of Dujiangyan, southwest China. *Plant and Soil* 261: 257-263.