



**INSTITUTO DE BIOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIOMONITORAMENTO**



**Biodiversidade e interações positivas
em moitas de restinga**

Fabiana Oliveira da Silva

Salvador - Bahia

2012



UFBA

INSTITUTO DE BIOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIOMONITORAMENTO

Biodiversidade e interações positivas em moitas de restinga

Fabiana Oliveira da Silva

Salvador - Bahia

2012



UFBA

INSTITUTO DE BIOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIOMONITORAMENTO

Biodiversidade e interações positivas em moitas de restinga

Fabiana Oliveira da Silva

Tese apresentada ao Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Blandina Felipe Viana (UFBA)

Salvador - Bahia

2012

Sistema de Bibliotecas - UFBA

Silva, Fabiana Oliveira da.
Biodiversidade e interações positivas em moitas de restinga / Fabiana Oliveira da Silva. -
2012.
164 f. : il.

Inclui anexo.

Orientadora: Profa. Dra. Blandina Felipe Viana.

Tese (doutorado) - Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Salvador, 2012.

1. Biodiversidade. 2. Interação planta-planta. 3. Interação animal-planta. 4. Polinização.
5. Plantas das restingas - Brasil. 6. Fanerófitas. I. Viana, Blandina Felipe. II. Universidade
Federal da Bahia. Instituto de Biologia. III. Título.

CDD - 577
CDU - 574.1

BANCA EXAMINADORA

.....
Profª. Dra. Francisca Soares de Araújo
(Universidade Federal do Ceará – UFC)

.....
Profª. Dra. Vera Lúcia Imperatriz Fonseca
(Universidade Federal Rural do Semi-árido – UFRSA e Universidade de São Paulo - USP)

.....
Profª. Dra. Nádia Roque
(Universidade Federal da Bahia – UFBA)

.....
Prof.Dr. Eduardo Mariano Neto
(Universidade Federal da Bahia – UFBA)

.....
Profª. Dra. Blandina Felipe Viana
(Universidade Federal da Bahia – UFBA)
Orientadora

Salvador – Bahia

2012

Dedico esta tese as duas pessoas mais importantes da minha vida e que são, para mim, fonte de alegria e fortaleza, o meu marido Josenilton A. Sampaio e a minha mãe Rosa Oliveira da Silva, minha flor!

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Biomonitoramento (ECOBIO), da Universidade Federal da Bahia pelo apoio logístico, contribuições acadêmicas prestadas durante o desenvolvimento desta tese. Agradeço a CAPES/UFBA pela concessão da bolsa de doutorado. Além da coordenação do ECOBIO, equipe técnica e professores ligados a outros setores e laboratórios do instituto de biologia foram importantes, dentre os quais ressaltamos o Herbário Alexandre Leal Costa (HLCB) e o laboratório de preparo de amostras.

A minha orientadora e amiga, professora Dra. Blandina Felipe Viana agradeço imensamente os constantes e inestimáveis conselhos e orientações. Sua amizade e confiança me fizeram seguir em frente e acreditar que tudo daria certo. Parte significativa da minha formação pessoal, ética e profissional é herança dessa parceria. O convívio profissional junto a ela, particularmente, e ao seu grupo de pesquisa, do Laboratório de Biologia e Ecologia de Abelhas (LABEA) me ofereceram ambiente profissional “apaixonante”.

Às professoras Dra. Nadia Roque e MsC. Maria Lenise Silva Guedes, e estudantes Rodrigo B.O. Cavalcante, Renata Moura de Liro, Francisco Gomes Sancho, do Herbário Alexandre Leal Costa, da Universidade Federal da Bahia, pela identificação botânica e auxílio no preparo das exsiccatas.

Agradeço ao senhor Jorge Santana, presidente da UNIDUNAS, pelo apoio logístico prestado durante as incursões a campo, providenciando guia e segurança para nos acompanhar na área de estudo, refeições (frutas e água de coco) e, esporadicamente local para pernoite. Sua ajuda foi fundamental para a concretização das atividades em campo. Muito obrigada!

Muitos colegas, os quais são também amigos muito queridos contribuíram em diferentes etapas deste estudo, dentre os quais destaco: Rodrigo de Vasconcelos (LVT/UFBA), Elaine B. Cambuí (LVT/UFBA) e Camila Magalhães Pigozzo (FJA) contribuíram com idéias e comentários importantes durante a fase inicial do projeto e em análises estatísticas; Dr. Danilo Boscolo (UNIFESP) e Eduardo Moreira (LABEA/UFBA) pelo mapeamento da área de estudo e registros fotográficos.

Agradeço a Iran Sacramento e Francisco Jorge de Oliveira Brito (CONDER) pela concessão de mapas e imagem georreferenciada da área de estudo, que facilitaram o mapeamento.

Agradeço especialmente a Eduardo, que além de se dedicar ao mapeamento, esteve a disposição para ajudar também em campo. Aos demais membros do laboratório de Biologia e Ecologia de Abelhas (LABEA-UFBA), especialmente a Uiré L. Pena, Débora Santedicola,

Jeferson Coutinho, Gilcimar Monteiro pela colaboração em campo e em laboratório; Joicelene R. L. Paz (UEFS) e André Luiz participaram da pesquisa das exsicatas no herbário HLCB/UFBA.

Agradeço especialmente, ao meu marido Josenilton A. Sampaio, que não apenas me apoiou e teve muita paciência durante todo o processo de elaboração da tese, mas que também foi colaborador ativo em etapas de campo. A minha mãe, Rosa Oliveira da Silva, pelo amor, incentivo e por aceitar a minha ausência.

Meus sinceros agradecimentos a todos que influenciaram positivamente durante os quatro anos de realização desta tese. Muito obrigada!!

SUMÁRIO

RESUMO DA TESE.....	1
APRESENTAÇÃO.....	4
CAPÍTULO 1: Estrutura da Comunidade vegetal em moitas de restinga, NE, Brasil.	
RESUMO.....	7
ABSTRACT.....	7
INTRODUÇÃO.....	8
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	22
TABELAS.....	26
FIGURAS.....	46
CAPÍTULO 2: What do we know about facilitation via shared pollinators in plant communities?	
ABSTRACT.....	51
INTRODUÇÃO.....	52
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	69
TABELAS.....	75
FIGURAS.....	91
CAPÍTULO 3: Relação entre a diversidade de visitantes florais e mecanismos de facilitação da polinização em moitas de restinga.	
RESUMO.....	94
ABSTRACT.....	94
INTRODUÇÃO.....	95
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	105
TABELAS.....	110
FIGURAS.....	124
CAPÍTULO 4: Relação entre diversidade e mecanismos de amenização do habitat em moitas de restinga aberta.	
RESUMO.....	128
ABSTRACT.....	129
INTRODUÇÃO.....	130
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	143
TABELAS.....	148
FIGURAS.....	154
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	161
APÊNDICE: A restinga da Área de Proteção Ambiental do Abaeté: Patrimônio natural urbano ameaçado	

RESUMO

BIODIVERSIDADE E INTERAÇÕES POSITIVAS EM MOITAS DE RESTINGA

A conservação da diversidade biológica é importante para a manutenção de processos ecossistêmicos em diferentes escalas espaciais, mas é ainda um desafio nos ecossistemas tropicais, devido ao desconhecimento dos padrões ecológicos e da acelerada perda de hábitat naturais. A restinga é um ecossistema associado ao domínio da Mata Atlântica, onde o papel funcional de muitas espécies, bem como o potencial das interações facilitadoras na geração e manutenção da biodiversidade permanece subestimado ou desconhecido. O caráter heterogêneo da restinga propicia o teste de hipóteses sobre interações interespecíficas facilitadoras na perspectiva teórica (hipótese do gradiente de estresse) e pelo cenário ecológico (ambientes inóspitos).

A revisão da literatura sobre facilitação em comunidades de plantas terrestres publicada nos últimos 17 anos (1994-2010) detectou 21 artigos (16%) do total amostrado (n=129 artigos) sobre facilitação indireta mediada por polinizadores, enquanto os demais (n=108 artigos) abordaram outras interações facilitadoras. Esta revisão também revelou que a facilitação indireta via polinizadores exibe tendências e dificuldades similares aos estudos sobre facilitação direta e, ambas são desenvolvidas em ambientes estressantes e testam a hipótese do gradiente de estresse. Com base neste arcabouço, desenvolvemos este estudo visando: (1) descrever a estrutura da comunidade de moitas; (2) investigar o mecanismo de facilitação direta, envolvendo o aporte e acumulação de serapilheira e (3) mecanismos de facilitação indireta mediada por polinizadores. As amostragens foram realizadas entre janeiro de 2009 e dezembro de 2010, em um remanescente de 238 ha de restinga, localizado a nordeste da cidade de Salvador (12°55'07.19''S e 38°19'03.78''O), inserido na poligonal da Área de Proteção Ambiental das Lagoas e Dunas do Abaeté. Os descritores da comunidade (riqueza específica e formas de vida) foram correlacionados com os índices de isolamento e forma das moitas, e investigada a existência de associações espaciais entre cinco fanerófitas abundantes localmente. Para avaliar as interações mediadas por polinizadores, investigamos a relação entre a riqueza de espécies vegetais e a diversidade de visitantes em moitas. Para as análises consideramos categorias gerais de visitantes (mariposas, borboletas, besouros, moscas, vespas, abelhas, beija-flores e morcegos) e subgrupos funcionais e a riqueza de espécies de abelhas. Para avaliar o papel de fanerófitas abundantes no aporte e acumulação de serapilheira nas moitas, a serapilheira foi caracterizada qualitativa e quantitativamente, em quadrados de

0,25m² dispostos sob a copa de fanerófitas (A – sob a copa de *Protium bahianum* e B – sob a copa de outra fanerófito abundante na moita) e em área aberta adjacente, sendo esta considerada controle (total de 20 moitas; 3 amostras/ moita). Com isso, avaliamos a contribuição relativa de *P. bahianum* na formação de serapilheira. As amostras foram fracionadas em folhas, galhos, flores, frutos, sementes, miscelânea (material fragmentado diverso), raízes e plântulas. A análise qualitativa consistiu na identificação das espécies presentes na fração folhas.

A paisagem local é composta por área antropizada, cobertura herbácea, moitas, areia desnuda e lagoas. As 43 moitas analisadas ocupam área equivalente a 0,29 ha cujo tamanho oscilou entre 4m² e 550 m², e foram classificadas em: pequena (até 10 m²), média (entre 11 e 50 m²), grande (51 e 100m²) e muito grande (acima de 100m²). Em toda a área da APA ocorrem 392 espécies de plantas, das quais 35% pertencem as famílias Fabaceae (47 spp.), Rubiaceae (26 spp), Cyperaceae (25 spp.) e Asteraceae (21 spp.) e Euphorbiaceae (19 spp.). No remanescente foram amostradas 110 espécies, das quais 95 foram registradas nas moitas. A ocorrência de espécies endêmicas, espécies localmente raras (com 1 ind.) e espécies com frequência < 10% (58% das spp), são indicativos da vulnerabilidade das restingas à perda da cobertura vegetal. As fanerófitas são o grupo funcional mais importante, especialmente as espécies *Manilkara salzmanii*, *Byrsonima microphylla*, *Protium bahianum*, *Davilla flexuosa* as quais são as mais abundantes, frequentes e possuem associação espacial positiva nas moitas. Estas espécies influenciam positivamente a comunidade vegetal pelo aporte e acumulação de serapilheira (matéria orgânica depositada sobre o solo) sob suas copas, mediante a geração de hábitat favoráveis. A estimativa da produção de serapilheira em 10 ton.ha⁻¹ é compatível com valores obtidos para ambientes florestados, e acima das estimativas para restinga e a abundância de fanerófitas foi correlacionada ao aumento da disponibilidade de serapilheira nas moitas (p<0,05), cuja quantidade acumulada não diferiu entre os microsítios (média =1,3 a 1,4 kg/m²). Na fração de folhas, que representou 54% da serapilheira, ocorreram 46 espécies. A alta similaridade na composição desta fração dentro das moitas (S=0,78), em comparação com a área aberta (S=0,58), deveu-se ao decréscimo de fanerófitas e concomitante incremento no aporte de follhas das herbáceas. *P. bahianum* forneceu 19% do material vegetal da serapilheira, tem produção individual média de 13kg.ha⁻¹, e distribuição freqüente dentro (100% das amostras) e fora das moitas (80% das amostras). As moitas mais ricas, portanto, não são identificadas apenas com base no tamanho da área, mas pela presença de determinadas espécies, especialmente a espécie dióica arbustiva *Protium bahianum*. Moitas com *Protium bahianum* (MCP) e sem *Protium bahianum* (MSP)

diferiram significativamente quanto à riqueza e diversidade de características florais sendo, portanto, indicadora de riqueza.

O teste de regressão linear relacionou positivamente a diversidade dos visitantes florais à riqueza nas 43 moitas ($p < 0,05$). Comparativamente, a diversidade de visitantes florais em geral e de abelhas, especificamente, variaram de forma diferente entre as moitas com níveis de riqueza menor (MSP, $n=23$) e maior MCP ($n=20$). A diversidade floral das moitas mais ricas direciona o forrageio das abelhas generalistas (principalmente Xylocopini e Centridini), amenizando os efeitos negativos das condições abióticas locais, que restringem e elevam os custos energéticos do forrageio. Embora a relação positiva entre riqueza vegetal e diversidade de visitantes nas moitas não indique, necessariamente, interações facilitadoras e efeitos positivos sobre todas as espécies, o aumento da diversidade de visitantes florais por se aumenta as chances de polinização bem sucedida.

Assim, as interações positivas detectadas neste estudo atuam sobre processos ecológicos fundamentais: o estabelecimento e a polinização. A riqueza de espécies, de formas de vida e hábitat do remanescente estudado revelam o seu alto valor conservacionista e a importância da preservação da integridade da paisagem para a manutenção da biodiversidade local. Com isso, pretendemos chamar a atenção sobre a importância de áreas naturais urbanas, especialmente da APA do Abaeté, para a conservação da biodiversidade.

PALAVRAS-CHAVE: biodiversidade – facilitação – conservação – fanerófitas - estrutura de comunidade – dunas litorâneas - Brasil.

APRESENTAÇÃO

Muitos estudos desenvolvidos nas últimas décadas demonstram a importância da diversidade biológica na manutenção de interações ecológicas e processos ecossistêmicos fundamentais em diferentes escalas espaciais. Em escala local, alteração nos padrões locais de diversidade de espécies pode alterar a probabilidade de ocorrência de interações positivas, as quais são determinantes da estrutura das comunidades em ambientes estressantes.

A conservação da diversidade biológica em ecossistemas tropicais é um desafio, diante do ainda grande desconhecimento dos padrões e acelerada perda de área nativa. A restinga constitui um exemplo, onde muitas questões ecológicas permanecem pouco entendidas, especialmente no que se refere as relações entre padrões locais de biodiversidade, heterogeneidade de recurso e interações facilitadoras. Assim, o papel funcional de muitas espécies permanece subestimado ou desconhecido, bem como o potencial das interações facilitadoras na geração e manutenção da biodiversidade.

A restinga é adequada ao teste de hipóteses envolvendo interações interespecíficas positivas, sendo a facilitação apontada em estudos precedentes como relevante na estruturação e manutenção de padrões locais de diversidade. Assim, visando investigar a relação entre biodiversidade (riqueza/características funcionais) e facilitação escolhemos como cenário um remanescente de restinga costeira, localizado dentro da Área de Proteção Ambiental das Lagoas e Dunas do Abaeté. A pergunta central é qual o mecanismo pelo qual a biodiversidade favorece a coexistência em moitas? Uma das hipóteses é que a diversidade (riqueza de espécies, diversidade de características funcionais) em moitas aumenta as chances de estabelecimento de interações positivas entre as espécies.

Com esse estudo pretendemos gerar um conjunto de informações que permitam relacionar os padrões locais de diversidade da comunidade vegetal em moitas com processos ecológicos locais. Mais especificamente buscamos avaliar a participação de interações facilitadoras entre plantas e os mecanismos envolvidos. Com estes propósitos em mente, organizamos a tese em quatro capítulos independentes. As questões abordadas em cada capítulo geram informações que subsidiam os capítulos subsequentes.

Inicialmente, no capítulo 1, descrevemos o contexto ambiental e a estrutura da comunidade em moitas. Assim, visando contribuir para o conhecimento dos padrões locais de diversidade, este estudo apresenta (1) a lista de espécies vegetais atualizada para a área da APA do Abaeté com base nos registros de herbário; (2) descreve a comunidade vegetal em moitas utilizando parâmetros de estrutura (riqueza, formas de vida, cobertura e distribuição

vertical); (3) analisa a relação entre o número de espécies nas moitas com medidas de cobertura, isolamento e área de borda das moitas; e (4) investiga a existência de associação espacial entre fanerófitas abundantes localmente, visando identificar espécies potencialmente facilitadoras. Este estudo foi submetido a publicação pela revista *Biota Neotropica*, por isso está organizada segundo as normas do referido periódico.

No capítulo 2 realizamos uma revisão do estado da arte do conhecimento sobre os estudos de facilitação, destacando a facilitação indireta via polinizadores. A ênfase neste tipo de facilitação indireta diferencia esta revisão das anteriores, as quais enfocam facilitação direta. Assim, nesta revisão analisamos a literatura sobre facilitação direta e facilitação indireta via atração mútua de polinizadores em comunidades terrestres visando: quantificar temporalmente os trabalhos sobre facilitação via polinizadores em comunidades e detectar as lacunas do conhecimento sobre este tema. Este capítulo está organizado de acordo com as normas de publicação da revista *AoB Plants*.

Os dois capítulos subsequentes investigam possíveis mecanismos pelos quais a diversidade em moitas (riqueza de espécies vegetais) influencia a diversidade de visitantes florais (capítulo 3) e ameniza condições abióticas pelo aporte e acumulação de serapilheira (capítulo 4). Em função da interdependência dos assuntos, algumas informações são repetidas nos capítulos subsequentes.

A pergunta central do capítulo 3 é qual a relação entre a diversidade de visitantes e os padrões locais de riqueza e diversificação morfológica das flores em moitas? Para isso, caracterizamos o padrão local de riqueza de espécies e a diversidade de tipos florais em moitas. A seguir, discutimos se as relações encontradas entre estes aspectos e a diversidade de visitantes nas moitas evidenciam a hipótese de facilitação via atração compartilhada de polinizadores.

No capítulo 4 investigamos o aporte e acumulação de serapilheira sob a copa de fanerófitas abundantes, relacionando-o como possível mecanismo facilitador de diversidade em moitas de restinga aberta. Assim, esperamos encontrar correlações positivas entre a riqueza e abundância de fanerófitas e a quantidade de serapilheira nas moitas. Postulamos ainda que se *P. bahianum* Daly é facilitadora, esperamos encontrar maior riqueza associada a sua ocorrência nas moitas e maior aporte e acumulação de serapilheira sob esta espécie em relação a outras fanerófitas abundantes. Para isso, relacionamos parâmetros de riqueza nas moitas à ocorrência de *P. bahianum* e à quantidade de serapilheira acumulada sob sua copa; e analisamos qualitativa e quantitativamente a contribuição relativa de *P. bahianum*, em relação a outras fanerófitas abundantes na formação de serapilheira na restinga estudada.

Ao final da tese, no item considerações finais, apresentamos uma síntese das principais relações e evidências relacionando biodiversidade e interações positivas em moitas de restinga; destacamos ainda as principais contribuições deste estudo.

Após este item, com base nos resultados sintetizados nesta tese, redigimos um artigo de divulgação científica “A restinga da Área de Proteção Ambiental do Abaeté: Patrimônio natural urbano ameaçado”. O mesmo encontra-se anexado como APÊNDICE ao final desta tese. Este artigo destina-se a divulgação rápida dos resultados do nosso estudo a comunidade em geral, técnicos ambientais e gestores públicos. Com isso, pretendemos atender a demanda local de informações sobre a APA do Abaeté, chamar a atenção do grande público sobre a importância de áreas naturais urbanas para a conservação da biodiversidade e, facilitar a inserção dos resultados da nossa pesquisa nas iniciativas de manejo e conservação.



CAPITULO 1: Estrutura da comunidade vegetal em moitas de restinga, NE, Brasil

Manuscrito submetido a publicação pela revista Biota Neotropica

RESUMO

A restinga é uma formação vegetal litorânea heterogênea, e um dos ambientes mais ameaçados do Brasil. Este estudo caracteriza a estrutura da vegetação de moitas em 238 ha de restinga (12°55'07.19''S e 38°19'03.78''O), em Salvador, BA. O padrão de riqueza específica nas moitas foi comparado com os registros para toda a APA, os descritores da comunidade (riqueza específica e formas de vida) foram correlacionados com os índices de isolamento e forma das moitas, e investigada a existência de associações espaciais entre cinco fanerófitas abundantes localmente. A área da APA do Abaeté abriga 392 spp (227 gêneros, 77 famílias), das quais 95 spp (77 gêneros, 44 famílias) ocorrem em moitas. A diversidade é alta ($H' = 4,63$; $J' = 0,70$) e a elevada riqueza das famílias Fabaceae, Myrtaceae, Rubiaceae e Asteraceae nas moitas segue a tendência observada para a flora da APA. Das nove formas de vida registradas para a flora local, sete ocorrem associadas às moitas onde predominam fanerófitas, enquanto hidrófitas e epífitas não ocorrem. As moitas cobrem 43% da paisagem, havendo relação positiva entre o tamanho (4 a 550m²) e a área de borda, favorecendo a colonização por outras formas de vida, especialmente caméfitas e hemicriptófitas, comuns em áreas abertas. A riqueza taxonômica e de formas de vida é influenciada pelo tamanho da moita, sendo que a presença de *P. bahianum* é indicadora de riqueza nas moitas. A ocorrência de espécies endêmicas, espécies localmente raras (com 1 ind.) e espécies com frequência < 10% (58% das spp), são indicativos da vulnerabilidade das restingas à perda da cobertura vegetal. As espécies abundantes localmente (*Swartzia apetala* var. *apetala*, *Byrsonima microphylla*, *Davilla flexuosa*, *Protium bahianum*, *Manilkara salzmanii*) exibem associação positiva e podem atuar como facilitadoras via mecanismos de amenização de habitat e, portanto, devem ser alvos potenciais de investigações direcionadas sobre facilitação na área estudada.

Palavras-chave: Bahia, florística, facilitação direta, formas de vida, Brasil.

ABSTRACT

Restingas are shrubby and heterogeneous formations in coastal area, being considered one of the most threatened Brazilian environments. This study characterizes the structure of the patch restinga vegetation in a 238 ha area, in Salvador, BA (12°55'07.19''S e 38°19'03.78''O). The specific aims were: (1) compare the richness in patches in relation to the observed patterns for the Conservation Unit (CU); (2) testing correlations between community descriptors (specific and life forms richness) and patch distance and form indexes; (3) and investigate the existence of spatial association in distribution of five locally abundant

phanerophyte species. The CU area have 406 spp (228 gender, 75 families), of which 95 spp (77 gender, 44 families) grow in patches. The diversity is high ($H' = 4,63$; $J' = 0,70$) and the richness of families such as Fabaceae, Myrtaceae, Rubiaceae e Asteraceae in patches follows the pattern of the local flora. Of the nine life forms registered for the área, seven are associated to patches, were phanerophytes are dominante and hydrophytes and epiphytes are not found. Patches form 43% of the landscape with a positive relation between size (4 a 550m²) and border area, favoring colonizing species of life forms such as camephytes and hemycryptophytes, common in open areas. Taxonomic richness and life forms is influenced by patch size, being the presence of *P. bahianum* an indication of patch richness. The occurrence of endemic and locally rare species (com 1 ind.) and low frequency < 10% (58% das spp) indicate the vulnerability of restinga to habitat loss. The locally abundant species (*Swartzia apetala* var. *apetala*, *Byrsonima microphylla*, *Davilla flexuosa*, *Protium bahianum*, *Manilkara salzmanii*) have interespecific association and may be involved in facilitative interaction through habitat amelioration, and should be considered target species in studies focusing facilitative interactions in this area.

Key-words: Bahia, floristic, diret facilitation, plant life form, Brazil.

Introdução

A restinga é uma formação vegetal característica dos cordões arenosos do litoral brasileiro cuja paisagem é formada por um mosaico de fitofisionomias, variando de herbáceas até arbóreas (Gomes et al. 2007). É um dos ecossistemas associados ao domínio Atlântico e relativamente recente do ponto de vista ecológico (Rizzini 1979). Mesmo dentro de unidades de conservação, e a despeito da sua relevância ecológica, a restinga está entre os ambientes mais ameaçados do Brasil devido a expansão imobiliária que converte habitat natural em áreas de ocupação humana e pela introdução de espécies exóticas (Pinto et al. 1984, Britto et al. 1993). A remoção da vegetação converte dunas fixas em dunas móveis, dificultando a regeneração da vegetação original (Araújo & Lacerda 1987).

A área foco deste estudo está sob forte pressão de destruição, visto que está inserida na área de expansão do Aeroporto Internacional Luiz Eduardo Magalhães. Este cenário de transformação aliado à pressão de grupos sociais no sentido de sua preservação demandam a realização de estudos voltados à caracterização da estrutura e funcionamento das áreas remanescentes. Apesar do isolamento estes remanescentes são potencialmente capazes de

abrigar biodiversidade, o que justifica o direcionamento de esforços visando contribuir para seu manejo e conservação. Apesar disso, a estrutura da vegetação das moitas não foi descrita previamente, e mesmo a composição florística foi tratada em poucos estudos realizados antes da delimitação da APA do Abaeté (Morawetz 1983, Pinto et al. 1984, Britto et al. 1993).

A distribuição espacial de fatores como temperatura e nutrientes, e organismos, influenciam os processos ecológicos, que por sua vez são determinantes da estrutura e funcionamento das comunidades terrestres (Couto 2004). Assim, as condições abióticas estressantes da restinga, dentre as quais a mobilidade e a escassez nutricional e hídrica do substrato, funcionam como um filtro selecionando as espécies capazes de se estabelecerem e persistirem sob essas condições. Por isso, muitas espécies de restinga tem alta plasticidade ecofisiológica (Scarano et al. 2005) ou são beneficiadas por interações facilitadoras, permitindo a exploração eficiente dos recursos locais e ampliação dos limites de distribuição ao longo do gradiente de heterogeneidade espacial dos fatores abióticos (Zaluar & Scarano 2000).

Desse modo, além dos fatores abióticos, a organização da vegetação em moitas é influenciada pelas interações positivas (Scarano 2002) e negativas entre as espécies (Dodds 1988), muitas vezes protagonizadas por espécies arbustivas dominantes (Zaluar & Scarano 2000). Na área de dunas foco deste estudo, a presença de fanerófitas abundantes localmente influencia a formação de gradientes ambientais via deposição heterogênea de serapilheira, contribuindo para a formação de microsítios com maior disponibilidade de matéria orgânica (FO Silva & BF Viana, dados não publicados). O mecanismo anteriormente descrito, exemplica um caso de facilitação direta, à semelhança de outros relatados por diversos autores (Pugnaire et al. 1996, Callaway et al. 2002, Alvarez et al. 2009) e desempenha função importante em comunidades vegetais específicas em restingas abertas do Brasil (Zaluar & Scarano 2000, Scarano et al. 2001, Liebig et al. 2001). Associações entre espécies podem ser indicativas de interações positivas e seus efeitos podem determinar a distribuição espacial e a abundância dos organismos em comunidades (Bertness & Leonard 1997).

Com o objetivo de contribuir para o conhecimento dos padrões locais de diversidade este estudo apresenta (1) a lista de espécies vegetais atualizada para a área da APA do Abaeté com base nos registros de herbário e coletas em um remanescente; (2) descreve a comunidade vegetal em moitas utilizando parâmetros de estrutura (riqueza, formas de vida, cobertura e distribuição vertical); (3) analisa a relação entre o número de espécies nas moitas com medidas de cobertura, isolamento e área de borda das moitas; e (4) investiga a existência de

associação espacial entre fanerófitas abundantes localmente, visando identificar espécies potencialmente facilitadoras.

Material e Métodos

Área de estudo

A APA do Abaeté (longitude 38° 21' O e latitude 12° 56' S) é uma Unidade de Conservação Estadual criada pelo Decreto Estadual n.º 2540/93 e situada no município de Salvador, Bahia. Desde a sua criação, a cobertura vegetal original da APA do Abaeté, originalmente com 1.800ha, foi alvo de drástica redução da sua cobertura e alterações da configuração espacial da vegetal original, sendo mais intensa nas áreas com maior poder aquisitivo como a região dos Bairros de Stella Maris e Flamengo, nas proximidades do Aeroporto (Silva 1993). O ritmo de ocupação da restinga resultou na formação de remanescentes de dunas com restinga cercadas por áreas de ocupação antrópica.

A área amostrada abrange 238 ha da Área de Proteção Ambiental das lagoas e dunas do Abaeté. Está situada na zona de uso específico, localizada a nordeste da cidade de Salvador (12°55'07.19''S e 38°19'03.78''O). Desde dezembro de 2008, parte da área do remanescente situado no bairro do Flamengo, nas imediações do Aeroporto Luiz Eduardo Magalhães foi convertida no Parque das Dunas criado por meio do Decreto Municipal 19.093/08 (Figura 1).

A paisagem é heterogênea devido à distribuição irregular das unidades de vegetação. O mosaico fitofisionômico é constituído por manchas de vegetação herbácea entre moitas arbustivas. Ocorrem ainda áreas alagadiças e lagoas perenes. A vegetação cresce sobre as dunas, que são depósitos arenosos com baixa mobilidade atualmente, situadas a cerca de 300m da praia. Os solos tipo Areia Quartzosa/Neossolo Quartzarênico, com origem relacionada a depósitos arenosos, apresentando textura areia ou areia franca. São quimicamente pobres (Araújo & Lacerda 1987, Leão & Dominguez 2000), porém menos salino do que em outras dunas costeiras no Brasil (Lacerda et al. 1984).

O clima é úmido (2.100mm anuais), com pequena ou nenhuma deficiência hídrica. A temperatura média anual é de 25,3°C e os índices de umidade relativa, na maior parte do ano, são superiores a 70% (SEI 1999).

A flora da APA do Abaeté

A base de dados utilizada para a construção da listagem florística da Área de Proteção Ambiental das Lagoas e Dunas do Abaeté foram as informações das exsicatas dos herbários

Alexandre Leal Costa (ALCB) da UFBA, IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (HRB), Universidade Estadual de Feira de Santana (HUEFS da UEFS, Missouri Botanical Garden Herbarium - MO e Herbário do Museu Nacional (R) – UFRJ. Foram também feitas consultas a listas pretéritas para a área (Britto et al. 1993) e consulta às especialistas Nádia Roque e Maria Lenise S. Guedes (ALCB-UFBA), visando a identificação correta das espécies, eliminação de sinonímias e nomes inválidos.

Coletas complementares foram realizadas em campo, seguindo transecções de 500m em linha reta, dispostos em sentido Leste-Oeste, passando por áreas abertas e moitas arbustivas. As excursões foram realizadas em maio, julho, agosto, dezembro de 2008. As coletas dos espécimes nas 43 moitas selecionadas foram realizadas em datas alternadas nos anos de 2009 (novembro, dezembro) e em 2010 (janeiro). As exsicatas foram montadas seguindo técnicas usuais de herborização (Mori et al. 1989) e os espécimes foram depositados no Herbário Alexandre Leal Costa - ALCB, do Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia. Algumas espécies foram identificadas por comparação com exsicatas depositadas em herbários ou por registro fotográfico e, por isso, não foram coletadas.

A lista florística foi organizada seguindo o sistema APG III (2009) e a nomenclatura genérica e específica seguiu a base de dados da Lista de Espécies da Flora do Brasil 2012 *in* <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012>. Foram excluídas espécies não nativas e com identificação incompleta. Os nomes dos autores foram padronizados seguindo Brummitt & Powell (1992).

Unidades de paisagem

Para a construção do mapa da paisagem foram utilizadas fotos aéreas dos anos de 2004 e 2006 adquiridas na CONDER e SEPLAN, respectivamente. Os dados de georreferenciamento das fotos foram cedidos por Iran Sacramento (CONDER), a partir de ortofotos georreferenciadas da área (escala 1:7000). A seguir foi feita a classificação da imagem, utilizando o programa ArcView Gis 9.1. A validação da classificação apresentada no mapa foi feita a partir de informações complementares obtidas em campo, pela inspeção de diferentes pontos na área limitada ao sul pela estrada de barro, e leste, oeste e norte pelas áreas ocupadas por construções (Figura 1). A partir deste mapa, foram discriminadas as unidades de paisagem: área antropizada (AA), cobertura herbácea (CH), moitas (MA), areia desnuda (AD), lagoas (La). O software Fragstats 3.0 foi utilizado para calcular a área total e a área ocupada por cada unidade de paisagem (McGarigal & Marks 1995) identificadas neste estudo.

Seleção das moitas

Em um universo de 8789 moitas mapeadas, foram sorteadas 70 unidades (seleção de números aleatórios). Com base nas coordenadas geográficas das 70 moitas foram realizadas incursões a campo para validação das coordenadas com o auxílio de GPS (Garmin), fazer eventuais correções na estimativa da área de cobertura vegetal. Esse procedimento foi necessário, pois a mobilidade das dunas resulta em transformações na vegetação, como verificado em comparação com fotos aéreas dos anos de 2002, 2004 e 2006. Ao final, 43 moitas foram indenficadas e caracterizadas, sendo excluídas áreas de cobertura vegetal contínua.

Métricas de paisagem utilizadas

As 43 moitas amostradas ocupam área equivalente a 0,29 ha e foram descritas segundo as seguintes métricas de paisagem: tamanho da área (cobertura), índice de forma e grau de isolamento, utilizando o programa Fragstats. O tamanho das moitas oscilou entre 4m² e 550 m², as quais foram classificadas de acordo com o esse aspecto em: pequena (até 10 m²), média (entre 11 e 50 m²), grande (51 e 100m²) e muito grande (acima de 100m²). Em seguida, os índices de forma e isolamento foram aplicados para descrevê-las.

Para descrição da forma optamos pelo Índice de forma (IF) que provê uma medida simples e direta da complexidade geral e corrige o problema de tamanho do índice de perímetro-área, devido a seu ajuste se basear em um quadrado (ou área aproximada) padrão (McGarigal & Marks 1995).

O Índice de forma é definido pela fórmula: $P_{ij}/\min P_{ij}$. Onde: p_{ij} = perímetro da mancha ij em termos do número de superfícies celulares; $\min p_{ij}$ = perímetro mínimo da mancha ij em termos do número de superfícies celulares. Os valores não tem unidade específica, podendo ser ≥ 1 ou igual a 1 quando a mancha tem compactação máxima (i.e., quadrado ou próxima de um quadrado) e aumenta sem limite a medida que a forma torna-se mais irregular.

Para quantificar o isolamento das moitas na área de restinga estudada, foi utilizada a métrica baseada na *Distância Euclideana ao vizinho mais próximo* (DEVP), a qual é considerada a medida mais simples do contexto da paisagem em que as moitas estão inseridas. A DEVP mede a distância de uma dada moita à outra do mesmo tipo mais próxima com base na menor distância de uma borda a outra. A medida da distância entre as bordas é tomada a partir da distância entre as células centrais e definida pela geometria euclidiana simples como a menor medida em linha reta entre a moita focal e seu vizinho mais próximo da mesma classe (McGarigal & Marks 1995).

A comunidade vegetal em moitas

As espécies foram classificadas segundo a classificação de Raunkiaer modificada por Mueller-Dombois and Ellenberg (1974), para incluir as formas de vida: fanerófita (fan), hemicriptófita (hem), caméfitas (cam), liana (lia), holoparasita (hol), terófita (ter), geófita (ge), epífita (ep) e hidrófita (hi). Em virtude da predominância de fanerófitas com altura entre (0,5-2,0m de altura), identificamos as nanofanerófitas das demais fanerófitas registradas nas moitas. A identificação das espécies foi subsidiada por bibliografia especializada e por registros de campo adicionais referentes à altura do indivíduo, hábito (trepadeira, arbusto, subarbusto, arbóreo e herbáceo) e, quando possível, do sistema radicular das espécies herbáceas. Foram classificadas como lianas as trepadeiras herbáceas e lenhosas. Espécies hemiparasitas foram agrupadas com as holoparasitas, formando uma única categoria.

A contagem dos indivíduos de cada espécie foi baseada na identificação da parte aérea, devido a dificuldade de discriminar indivíduos clonais em função da ramificação excessiva ou soterramento. A contagem das espécies herbáceas que formam aglomerados ou touceiras baseou-se na delimitação dessas unidades. No caso das trepadeiras e caméfitas, sempre que possível, buscou-se identificar a origem das ramificações.

Os parâmetros fitossociológicos utilizados para descrever a comunidade em moitas foram (Durigan 2004): riqueza, abundância total e específica, abundância relativa (%), densidade de cada espécie (número de indivíduos/ha), frequência relativa (número de unidades amostrais em que a espécie ocorre). Os descritores de diversidade calculados foram os índices de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J') e o índice de dominância de Simpson (1949) (Magurran 1988). Estas análises foram baseadas nas espécies identificadas, pelo menos em nível genérico, excluindo-se 14 morfotipos.

A existência de associação interespecífica foi avaliada, mediante teste de associação entre pares de espécies (Ludwig & Reynolds 1988). As cinco espécies fanerófitas avaliadas foram *Protium bahianum* (Pb), *Byrsonima microphylla* (By_m), *Manilkara salzmanii* (Ma_s), *Swartzia apetala* var. *apetala* (Sw_ap) e *Davilla flexuosa* (D_fl). Os critérios de seleção utilizados foram: a alta densidade e frequência local, e participação em processos de aporte e acumulação de serapilheira nas moitas (FO Silva & BF Viana, dados não publicados).

Análises de dados

A existência de diferenças significativas no grau de isolamento e índice de forma entre as categorias de tamanho das moitas (P, M, G e MG) foram analisadas pelo teste de Kruskal-

Wallis, ANOVA não-paramétrica. A seguir, as categorias de tamanho de moitas foram comparadas quanto ao número de espécies, famílias e formas de vida (ANOVA). O teste t avaliou se as médias de riqueza taxonômica e de formas biológicas em moitas com *P. bahianum* são significativamente maiores que em moitas onde esta espécie não ocorre. As análises de variância ANOVA (paramétrica e não-paramétrica) e teste t foram realizadas no programa GraphPad Prism version 5.04 para Windows. A opção por análises paramétricas ou não-paramétricas baseou-se em teste prévio de normalidade das amostras. Todas as análises foram realizadas ao nível de significância de 0,05.

Resultados

Unidades de paisagem

Areia desnuda (AD) – esta unidade, considerada unidade natural, é reconhecida pela exposição do substrato arenoso e está dispersa de forma irregular na paisagem. Ocupa 38 ha (16%), em áreas com relevo suave ou acentuado, quando em encostas de dunas altas, e não sujeita a inundação periódica em períodos chuvosos. Embora a ausência de vegetação diferencie esta unidade da outra representada pela cobertura herbácea, nem sempre é fácil distingui-las das áreas com cobertura herbácea (CH). Frequentemente ocorrem herbáceas escassas das famílias Eriocaulaceae, Poaceae, *Euphorbia gymnoclada* ou lianas parasitas (*Cassytha filiformis*), cuja densidade e o tamanho diminuto impedem a sua detecção.

Área antropizada (AA) – Para fins deste estudo, consideramos unidades antrópicas as áreas circundantes, onde ocorrem construções residenciais, empreendimentos aeroportuários, estradas pavimentadas e estabelecimentos comerciais. No entanto foram detectadas áreas antropizadas inseridas entre as unidades de paisagem naturais, localizadas primordialmente nas bordas. São reconhecidas pela presença de espécies invasoras ou vegetação degradada, onde a remoção do substrato arenoso expõe áreas de solo. Ocorrem ruínas de construções e cercas de arame farpado, sendo mais evidente no entorno de lagoas perenes.

Cobertura herbácea (CH) - a área ocupada por esta unidade é igual a 95 ha (40%) constituindo-se na cobertura herbácea das áreas arenosas entre moitas. Asteraceae, Cyperaceae, Poaceae e muitas Euphorbiaceae são fortemente relacionadas às áreas abertas, ou as margens das moitas. Esta vegetação pode ser escassa ou formar agregações densas, com variações quanto as espécies predominantes e a extensão ocupada por elas. Algumas Fabaceae como *Stylosanthes viscosa*, *Centrosema coriaceum* e *Chamaecrista ramosa*, são importantes nas áreas abertas, sendo que a última é muito frequente localmente e recobrando áreas

extensas, formando grupamentos monoespecíficos ou associações oligárquicas. Outras espécies comuns são *Cuphea brachiata*, *Vellozia dazypus*, *Stigmaphyllon paralias*, *Hohenbergia littoralis* e *Krameria bahiana*. Em áreas de topografia plana e sujeitas a alagamentos temporários *Comolia ovalifolia* e *Lagenocarpus rigidus* recobrem áreas extensas.

Lagoas (La) – esta unidade ocupa a menor porção, com 3,5 ha (1,5%). Das três lagoas existentes, duas são perenes (uma na porção norte e a outra na porção sul), enquanto a lagoa vista ao centro da imagem é temporária e se forma em períodos de maior concentração de chuvas. Em períodos chuvosos até quinze lagoas podem ser formadas na área, e algumas dessas recobrem áreas extensas, em terrenos planos. As lagoas perenes estão margeadas por área de vegetação nativa, predominantemente herbácea. Devido a proximidade da borda, registra-se interferência humana, que se faz notar pela exposição do solo, ocupação por espécies de colonização espontânea e ruínas de construções e cercas.

Moitas (MA) – esta unidade ocupa 102 ha (43%) tendo sido quantificadas mais de 8000 moitas características desta paisagem, em geral formando unidades discretas e descontínuas. Na maioria das moitas, o entrelace das copas forma coberturas densas, de difícil penetração. Em outras, as copas apresentam-se espaçadas, expondo a areia em alguns pontos.

Foram localizadas apenas três manchas contínuas de porte arbustivo-arbóreo, ocupando áreas de topo e que se estendem até os vales. Algumas áreas são dominadas por palmeiras de diversas espécies, das quais identificamos *Attalea funifera* (piaçava) e *Allagoptera brevicalyx*. São áreas de difícil acesso, devido a densidade da vegetação e ao relevo. Na ocasião da expedição algumas áreas haviam sido destruídas pelo fogo, resultante de queimada acidental. O trânsito de pessoas é freqüente, formando trilhas utilizadas para a remoção de madeira.

A flora da APA do Abaeté

A flora registrada para a APA do Abaeté, em Salvador, Bahia, abrange 392 espécies e 227 gêneros, distribuídos em 77 famílias (Tabela 1). As famílias mais representativas foram Fabaceae (47 spp.), Rubiaceae (26 spp.), Cyperaceae (25 spp.) e Asteraceae (21 spp.) e Euphorbiaceae (19 spp.). Juntas estas famílias correspondem a 35% do total de espécies conhecidas para esta área que tem espécimes depositados em herbário. Famílias com apenas uma espécie (25 famílias) representam 32% do total.

As espécies foram agrupadas em nove categorias de formas de vida, dentre as quais predominam fanerófitas, que representam 50% das espécies (196 spp) (Tabela 1). As demais categorias de formas de vida, em ordem decrescente de representatividade são,

hemicriptófitas (16%), caméfitas (10%), lianas (10%), terófitas (9%), geófitas (2%), holoparasitas (1%), hidrófitas (1%) e epífitas (1%).

A vegetação em moitas

Nas moitas foram identificadas 95 espécies, 77 gêneros, distribuídos em 44 famílias (Tabela 2). As famílias mais representativas foram Fabaceae (8 spp.), Myrtaceae (7 spp.), Rubiaceae (7 spp.) e Asteraceae (6 spp.). Por outro lado, cerca de 50% das famílias que ocorrem nas moitas são representadas por 1 espécie. O número de famílias amostradas nas moitas corresponde a 58,7% (n=44) do total de famílias registradas para toda a APA. A diversidade ($H' = 4,62$) e a equitabilidade ($J' = 0,70$) na comunidade foram elevadas. O índice estimado para todas as espécies ($D = 0,88$) e para as fanerófitas exclusivamente ($D = 0,95$) reforça o padrão de dominância na organização das comunidades em moitas.

Com relação a distribuição numérica das espécies nas moitas, observa-se que 67% delas abriga até 20 espécies. Moitas muito grandes podem conter até 37 espécies e 26 famílias. Ao total foram amostrados 3662 ind, sendo que as fanerófitas equivalem a 26% deles (984 indivíduos). Vinte e cinco espécies (26%) têm apenas um indivíduo (Tabela 2). A maior parte das espécies (55 spp, 58%) tem ocorrência mais restrita (< 10%) e poucas espécies (6 spp, 6%) ocorre em 40 – 50% das moitas analisadas (Tabela 2).

As sinúsias das moitas são caracterizadas pela dominância de fanerófitas, associadas a outras formas biológicas em proporções variadas. As espécies amostradas nas moitas estão distribuídas em sete formas de vida, as quais ocorrem em proporções variadas nas moitas, com predominância de fanerófitas (58%), seguida por caméfitas (12%), hemicriptófitas (9%), terófitas (7%), lianas (6%), geófitas (4%) e holoparasitas (3%) (Tabela 2). A estrutura vertical das moitas é formada por dois estratos, com predomínio de nanofanerófitas (55% das espécies) (0,5-2,0m de altura) e menor representatividade de espécies emergentes (20%) atingindo até 4,8m de altura (Figura 2). A maioria das fanerófitas é perenifólia, esclerófila e com muitas ramificações retorcidas, muitas vezes originadas a partir do solo.

No estrato inferior estão as espécies com altura até 0,60m (20%), e as formas biológicas características são terófitas, geófitas, caméfitas e hemicriptófitas. A maioria delas tende a ocupar as bordas das moitas, especialmente caméfitas e hemicriptófitas, pois toleram insolação. Sob a copa de fanerófitas, no interior das moitas, ocorrem espécies geófitas (*Anthurio affine*), algumas orquídeas (*Vanilla* sp.) e bromélias (*Aechmea* sp). As espécies parasitas são bem menos representativas (3 spp.) e estão associadas a fanerófitas como

hospedeiros, como denota os registros de altura. *Cassytha filiformis* é uma liana freqüente dentro ou fora das moitas, onde podem formar densos e extensos emaranhados.

Na área estudada, as moitas monoespecíficas são constituídas por espécies com capacidade de estabelecimento sob insolação constante, que inclui fanerófitas (*Kielmeyera argentea*, *Agaristha revoluta*, *Hancornia speciosa*, *Byrsonima microphylla*, *Croton lundianus*), caméfitas (ex. *Cuphea brachiata*, *Chamaecrista ramosa*, *Vellozia dasypus*), hemicriptófitas (*Lagenocarpus rigidus*) e a palmeira geófito *Alagoptera brevicalyx*. Estas também são comuns em áreas abertas, sendo consideradas facilitadoras. Em áreas abertas sujeitas a alagamentos temporários ocorrem moitas com predominância de *Lagenocarpus rigidus* e *Humiria balsamifera* var. *parvifolia*. Em moitas oligárquicas, caméfitas ou hemicriptófitas, podem ser mais numerosas que as fanerófitas, sendo esta condição menos freqüente nas moitas com maior número de espécies (Figuras 3A e 3B).

A riqueza taxonômica das moitas, em nível de família e espécies, aumenta ao longo do gradiente de tamanho das moitas (ANOVA, $p < 0,05$), mas a riqueza de formas de vida não está relacionada a esse fator. Diferença significativa no número de formas de vida foi detectada apenas entre os extremos do gradiente, ou seja, entre as moitas pequenas e as muito grandes (Figura 4A, Figura 4B e Figura 4C). A riqueza não foi correlacionada com as métricas de isolamento e índice de forma, visto que a primeira não diferiu significativamente e a segunda métrica é fortemente correlacionada com o tamanho das moitas (Figura 5A e Figura 5B). No entanto, a riqueza taxonômica e de formas biológicas foi significativamente maior em moitas com ocorrência de *Protium bahianum* ($p < 0,05$) (Figura 6 A e Figura 6B). Esta espécie é abundante localmente, mas a sua distribuição é independente do tamanho da moita ($\chi^2 = 3,60$, $p > 0,05$).

De acordo com o teste de associação interespecífica, a co-ocorrência entre *P. bahianum* é maior que a esperada com *Byrsonima microphylla* e *Swartzia apetala* var. *apetala* ($p < 0,05$), não tendo sido detectada associação com *Davilla flexuosa* e *Manilkara salzmanii* ($p > 0,05$). Foi também detectada associação entre a ocorrência de *M. salzmanii* e as espécies *D. flexuosa* e *B. microphylla* ($p < 0,05$).

Discussão

A flora fanerogâmica das dunas do Abaeté é representativa das restingas do Estado da Bahia, abrigando aproximadamente 78% da biodiversidade estimada para angiospermas da faixa costeira (520 spp, 105 famílias) (Pinto et al. 1984, IBGE 2004). Neste estudo a estimativa de riqueza florística da APA, para todos os níveis taxonômicos (406 spp, 228

gêneros, 75 famílias) foi inferior aquela apresentada em Britto et al. (1993), que identificaram nessa área 410 espécies, 283 gêneros e 88 famílias. Essas diferenças resultam principalmente do fato de este estudo ser o primeiro a considerar exclusivamente os registros de ocorrência para a APA, e a revisão de nomes botânicos. Apesar disso, com relação a representatividade das famílias, a presente revisão não detectou diferenças marcantes no padrão e ordem de riqueza descrito por esses autores.

A diversidade elevada da APA do Abaeté é reconhecida desde os estudos pioneiros Torrend (1938) e Seabra (1949), sendo que o número de endemismos (7 espécies; 1,7 % da flora) é considerado elevado (Morawetz 1983, Britto et al. (1993), em comparação a ecossistemas similares de restinga (Araújo & Henriques 1984, Araújo & Lacerda 1987), o que evidencia seu isolamento florístico (Britto et al. 1993).

O percentual de área ocupada por moitas no remanescente de restinga próxima ao Aeroporto foi inferior ao registrados para outras restingas de moita, como a formação aberta de *Clusia* com 48,7% e de Ericaceae com 44%, ambas no parque de Jurubatiba, Rio de Janeiro (Araújo et al. 2004). A divergência nas estimativas de cobertura pode ter sido influenciada pelas metodologias empregadas, que neste último foi feita pelo método de intercepto de linha.

O padrão de distribuição das espécies nas moitas é influenciado pela configuração espacial da paisagem naturalmente heterogênea. O grande número de moitas (acima de 8000) e a variabilidade de tamanho ampliam a fragmentação e complexidade locais. Há forte correlação positiva entre o tamanho das moitas e a quantidade de borda visto que as moitas menores tendem a apresentar formato mais regular, enquanto moitas maiores assumem formatos irregulares. Desse modo, a existência de moitas com tamanhos variados implica em maior proporção de margens disponíveis, sendo que esta é uma medida de complexidade.

Além disso, o baixo grau de isolamento das moitas são condições favoráveis a manutenção da estrutura populacional das plantas típicas dessa unidade, das possibilidades de coexistência e estabilidade das interações que mantêm processos ecológicos determinantes como dispersão e polinização. Esta proximidade entre moitas pode estar contribuindo para o padrão de riqueza homogêneo das moitas, pois lenhosas localmente abundantes tendem a ser também frequentes. Por outro lado, deve-se considerar que a variabilidade observada na riqueza em moitas pequenas e médias, pode ser resultado da proximidade em relação a moitas maiores que funcionam como áreas fonte.

A amostragem nas moitas do remanescente de restinga estudado reproduziu o padrão florístico local, com predomínio de Fabaceae. Os indicadores de diversidade neste estudo

foram superiores ao encontrado em outras restingas ($H' =$ oscilam entre 2,6-3,8), mas similares quanto a distribuição de abundâncias das espécies ($J' =$ oscila entre 0,68-0,90) (Zaluar & Scarano 2000, Müller & Waechter 2001, Pimentel et al 2007, Menezes et al 2010). Observa-se a mesma tendência quando se considera exclusivamente o extrato arbustivo-arbóreo (Pereira et al. 2001, Assis et al. 2004). No entanto, como apontado por Assumpção & Nascimento (2000), na comparação da diversidade em restinga, devem ser consideradas as diferenças metodológicas, a variabilidade fisionômica e estrutural das diversas formações de restinga litorânea, bem como os fatores abióticos preponderantes.

As diferenças estruturais da paisagem refletem a distribuição diferencial das formas de vida das espécies. Como esperado para formações de restinga em moitas, as fanerófitas representam a forma biológica mais abundante e rica, tendo sido encontrada em proporção semelhante ao relatado em outros trabalhos (Pereira et al. 2000, Araújo et al. 2004). As moitas exibem pouca estratificação e sem dominância aparente embora a abundância e frequência das espécies *Davilla flexuosa*, *Manilkara salzmanii*, *Protium bahianum* e *Byrsonima microphylla* sugerem co-dominância. Disso resulta a aparência relativamente homogênea da vegetação, ao contrário de formações de restinga do SE, cujas fitofisionomias podem ser identificadas por determinado elemento florístico (Araújo et al. 1998, Costa & Dias 2001).

Das oito espécies relatadas como endêmicas para a área da APA do Abaeté, quatro ocorrem na área estudada, das quais três foram amostradas nas moitas e uma, *Aechmea blanchetiana* foi registrada no mesmo local durante outro estudo (Cogliatti-Carvalho et al. 2008). Na área do remanescente foram constatadas a presença de duas espécies consideradas endêmicas *Bactris soeiroana* (Arecaceae), *Moldenhawera nutans* (Fabaceae) (Britto et al 1993), e outras de distribuição restrita as dunas do estado como *Protium icariba* var. *talmonii*, *P. bahianum* (Burseraceae) (Daly 1992) e *Eriope blanchetii* (Lamiaceae) (Giulietti et al. 1996). No entanto, endemismos na restinga são considerados com cautela, devido a sua colonização recente por espécies de ambientes adjacentes como Mata Atlântica (Scarano et al. 2001) e campo rupestre (Giulietti et al. 1996). A relação florística entre a restinga do Abaeté e o campo rupestre é evidenciada pela presença de espécies vicariantes e disjunções (Giulietti et al. 1996).

Neste estudo foi possível identificar as espécies abundantes e, embora o número de espécies raras (com um indivíduo) seja intermediário em relação ao encontrado em outros estudos (Pereira et al. 2001), o percentual de espécies com frequência inferior a 10% (55 spp.) foi elevado. Estas espécies, em geral possuem populações muito pequenas, o que pode comprometer sua viabilidade em longo prazo, reduzir as oportunidades de intercâmbio

genético ou re-colonização a partir de outras áreas, aumentando o risco de extinção (Daly 1992).

A inclusão de novas espécies à lista florística, indica que o nosso conhecimento sobre a diversidade da restinga da APA do Abaeté é ainda insuficiente, ao mesmo tempo em que realça a importância desse remanescente como reservatório de biodiversidade. As sinúcias das moitas amostradas são representativas de diferentes estádios sucessionais (Morawetz 1983). Apesar do alto percentual de espécies pioneiras, as moitas pequenas e médias conjuntamente podem conter associações de espécies diversificadas. No entanto, as moitas grandes são importantes fontes de diversidade local, pois aumentam a probabilidade de ocorrência de espécies localmente raras e pouco frequentes. A composição das moitas grandes corresponde a composição de várias moitas pequenas, embora algumas espécies ocorram exclusivamente em moitas pequenas e médias. Do ponto de vista da conservação isso revela a importância da manutenção da integridade da paisagem no sentido de prover elementos de regeneração para a dinâmica da vegetação e viabilidade populacional de algumas espécies que exibem baixa densidade e frequência local.

Dentre as fanerófitas abundantes, *P. bahianum* pode ser considerada facilitadora pois há relação entre a presença dessa espécie e a riqueza taxonômica e de formas biológicas, independente do tamanho da moita. A associação entre *B. microphylla*, *P. bahianum* e *M. salzmanii* são evidências, embora não conclusivas, da existência de facilitação direta via mecanismos que envolvem amenização do habitat. O sombreamento e o aporte e acumulação de serapilheira sob suas copas representam microhabitats adequados ao estabelecimento de outras espécies (FO Silva & BF Viana, dados não publicados).

Nas moitas pequenas e médias, podem estar atuando simultaneamente, os efeitos positivos de *P. bahianum* e a ação inibidora de algumas espécies como *Lagenocarpus rigidus* e *Chrysobalanus icaco*. Estas últimas espécies podem ter contribuído para a redução da riqueza, provavelmente por restringirem a capacidade de colonização por outras de estádios sucessionais avançados (Zaluar & Scarano 2000). Observações esporádicas evidenciaram que sob as copas dessas espécies ocorrem poucas plântulas e juvenis, sugerindo baixa capacidade de regeneração localmente (Silva FO, observação pessoal).

Embora associações positivas entre espécies possam ser consideradas indicadoras de facilitação (Correia et al. 2010), o papel potencial dessas espécies e os mecanismos de atuação envolvidos devem ser alvo de investigações direcionadas, visto que nenhuma delas - *B. microphylla*, *P. bahianum* e *M. salzmanii*, *Swarzia apetala* e *Davilla flexuosa* - possui determinadas características atribuídas a plantas berçário de restinga (Zaluar & Scarano 2000)

tais como: (a) não formam moitas estabelecendo-se a partir da área exposta embora sejam consideradas tolerantes a insolação; (b) os indivíduos estão situados próximos às bordas e raramente em posição central na moita, com exceção de *Manilkara salzmanii*; (c) as copas de *P. bahianum* e *Davilla flexuosa* se ramificam próximo ao solo e não deixam espaço suficiente para o recrutamento e crescimento de juvenis; (d) e, especialmente, *Swarzia apetala* e *Davilla flexuosa*, não formam copas densas, capazes de prover sombreamento.

Com esta perspectiva, as informações geradas sobre a estrutura e diversidade em comunidades vegetais da restinga estudada atende aos seguintes propósitos: reduz a lacuna no conhecimento sobre a diversidade em restinga, sendo este considerado um dos principais entraves ao desenvolvimento de pesquisas sobre interações interespecíficas e processos ecológicos neste ambiente; disponibiliza uma base de dados com informações atualizadas sobre as espécies da APA e do remanescente estudado, que poderá ser usada como instrumento informativo e argumento para a conservação pela comunidade local e gestores públicos.

Além disso, o conhecimento do padrão local de abundância e riqueza de espécies poderá se analisado comparativamente em relação a outros remanescentes circunvizinhos, de modo a avaliar os efeitos potenciais da perda de habitat natural sobre determinadas espécies. Por exemplo, as espécies *Eriope blanchetii* e *Humiria balsamifera* var. *parvifolia*, são representadas por um único indivíduo na área estudada, mas são abundantes em outras, como nas imediações do bairro de Stella Maris (Viana et al. 2006).

A riqueza de espécies, formas de vida e a diversidade de fitofisionomias na área estudada reiteram o valor da conservação desse remanescente dada a sua representatividade em relação ao padrão local. Desse modo, intervenções nesse remanescente devem considerar a necessidade de manter a variabilidade estrutural da paisagem, especialmente das moitas, visando manter populações de espécies endêmicas ou com distribuição geográfica restrita, com baixa abundância e frequência neste local.

Agradecimentos

F O da Silva agradece à CAPES/UFBA pela concessão da bolsa de doutorado e B F Viana ao CNPq pela bolsa de Produtividade em Pesquisa (PQ 1D). As autoras agradecem ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento (ECOBIO), IB-UFBA pelo apoio. Às especialistas Dra. Nadia Roque e MsC. Maria Lenise Silva Guedes, do Herbário Alexandre Leal Costa, da Universidade Federal da Bahia, e aos estudantes Rodrigo B.O. Cavalcante,

Renata Moura de Liro e Francisco Gomes Sancho pela identificação botânica. Aos colegas Eduardo Moreira (UFBA) e Danilo Boscolo (UNIFESP) pelo mapeamento da área de estudo. A Iran Sacramento e Francisco Jorge de Oliveira Brito (CONDER) pela concessão de mapas impressos e imagem georreferenciada da área de estudo, o que facilitou o mapeamento. Aos demais membros do laboratório de Biologia e Ecologia de Abelhas (LABEA-UFBA), especialmente a Uiré L. Pena, Débora Santedicola, Jeferson Coutinho, Gilcimar Monteiro, Joicelene R. L. Paz (UEFS) e André Luiz da C. Moreira pela colaboração em campo e em laboratório. Ao Sr. Jorge Santana, presidente da UNIDUNAS, pelo apoio logístico durante incursões a campo.

Referências bibliográficas

- ALVAREZ, J.A., VILLAGRA, P.E., ROSSI, B.E. & CESCO, E.M. 2009. Spatial and temporal litterfall heterogeneity generated by woody species in the Central Monte desert. *Plant Ecol.* 205:295–303
- APG, 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 141: 399-436.
- ARAÚJO DSD, HENRIQUES RBP. 1984. Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. *In Restingas: origem, estrutura, processos* (L.D. Lacerda, D.S.D. Araujo, R. Cerqueira & B. Turcq, orgs.). Universidade Federal Fluminense/ CEUFF, Niterói, p.159 - 193.
- ARAÚJO, D.S.D. & LACERDA, L.D. 1987. A natureza das restingas. *Ciênc Hoje.* 6: 42-48.
- ARAÚJO, D.S.D., SCARANO, F.R., SÁ, C.F.C., KURTZ, B.C., ZALUAR, H.L.T., MONTEZUMA, R.C.M. & OLIVEIRA, R.C. 1998. As comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Macaé, RJ. *In Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé*, UFRJ (F.A. Esteves, ed.), Rio de Janeiro, p.39-62.
- ARAÚJO, D.S.D., PEREIRA, M.C.A. & PIMENTEL, M.C.P. 2004. Flora e Estrutura de Comunidades na Restinga de Jurubatiba – Síntese dos conhecimentos com enfoque especial para a formação aberta de *Clusia*. *In Pesquisas Ecológicas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba. Ecologia, História Natural e Conservação.* (C.F.D. Rocha, F.A. Esteves & F.R. Scarano, orgs.), Rima, São Carlos, p.59-76

- ASSIS, A.M., PEREIRA, O.J. & THOMAZ, L.D. 2004. Fitossociologia de uma floresta de restinga no Parque Estadual Paulo César Vinha, Setiba, município de Guarapari (ES). *Rev. bras. Bot.* 27(2): 349-361.
- ASSUMPCÃO, J. & NASCIMENTO, M.T. 2000. Estrutura e composição florística de quatro formações vegetais de restinga no complexo lagunar Grussa/Iquipari, São João da Barra, RJ, Brasil. *Rev. bras. Bot.* 14(3):301-315.
- BERTNESS, M.D. & LEONARD G. 1997. The role of positive interactions in communities: Lessons from the intertidal. *Ecology.* 78: 1978-1989.
- BRITTO, I.C., QUEIROZ, L.P., GUEDES, M.L.S., OLIVEIRA, N.C. & SILVA, L.B. 1993. Flora fanerogâmica das dunas e lagoas de Abaeté, Salvador, Bahia. *Sitientibus.* 11:31-46.
- BRUMMITT, R.K. & POWELL, C.E. 1992. Authors of plant names. Kew, Royal Botanical Garden.
- CALLAWAY, R.M., BROOKER, R.W., CHOLER, P., KIKVIDZE, Z., LORTIEK, C.J., MICHALET, R., PAOLINI, L., PUGNAIRE, F.I., NEWINGHAM, B., ASCHEHOUG, E.T., ARMAS, Q.C., KIKODZE, D. & COOK, B.J. 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature.* 417: 844-848.
- COGLIATTI-CARVALHO, L., ROCHA-PESSÔA, T.C., NUNES-FREITAS, A.F. & ROCHA, C.F.D. 2008. Bromeliaceae species from coastal restinga habitats, Brazilian states of Rio de Janeiro, Espírito Santo, and Bahia. *Check List.* 4(3): 234–239.
- CORREIA, C.M.B., DIAS, A.T.C. & SCARANO, F.R. 2010. Plant-plant associations and population structure of four woody plant species in a patchy coastal vegetation of Southeastern Brazil. *Rev. bras. Bot.* 33(4): 607-613.
- COSTA, A.F. & DIAS, I.C.A. 2001. Flora do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e arredores, Rio de Janeiro, Brasil: listagem, florística e fitogeografia. Museu Nacional, Rio de Janeiro.
- COUTO, P. 2004. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. *Inv. Op.* 24: 109-137.
- DALY, D.C. 1992. New taxa and combinations in *Protium* Burm. f. *Studies in Neotropical Burseraceae IV.* *Brittonia.* 44(3):280-299.
- DODDS, W.K. 1988. Community structure and selection for positive or negative species interactions. *Oikos.* 53:387-390.
- DURIGAN, G. 2004. Métodos para análise de vegetação arbórea, p455-479. In: Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. (Jr.L. Cullen, R. Rudran & C. Valladares-Padua, orgs.). Editora UFPR, Paraná, p.665.

- GIULIETTI, A.M., QUEIROZ, L.P., HARLEY, R.M. 1996. Flora e vegetação da Chapada Diamantina, Bahia. Anais da 4ª Reunião Especial da SBPC, p.144-155.
- GOMES, F.H., VIDAL-TORRADO, P., MACÍAS, F., GHERARDI, B., PEREZ, X.L.O. 2007. Solos sob vegetação de restinga na ilha do Cardoso (SP). I – Caracterização e classificação. Revista Brasileira de Ciência do Solo 31:1563-1580.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE 2004. Flora das Restingas do Litoral Norte da Bahia: Costa dos Coqueiros e Salvador. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Projeto Flora e Fauna – UE/BA – Herbario RADAMBRASIL.
- LACERDA, L.D., ARAÚJO, D.S.D., CERQUEIRA, R. & TURCQ B. 1984. Restingas: Origem, Estrutura e Processos. Centro Editorial da Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, p. 474.
- LEÃO, Z.M.A.N. & DOMINGUEZ, J.M.L. 2000. Tropical coast of Brazil. Mar. Pollut. Bull. 41:112-122.
- LIEBIG, M., SCARANO, F.R., MATTOS, E.A., ZALUAR, H.T. & LÜTTGE, U. 2001. Ecophysiological and floristic implications of sex expression in the dioecious neotropical CAM tree *Clusia hilariana* Schlttdl. Trees Struct. Funct. 15: 278–288.
- LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL 2012 in <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012>
- LUDWIG, J.A., REYNOLDS, J.F. 1988. Statistical ecology: A primer on methods and computing. John Wiley & Sons Inc., New York.
- MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey.
- MCGARIGAL, K., MARKS, B.J. 1995. FRAGSTATS – Spatial patterns analyses program and for quantifying landscape structure. Versão 2.0. 134p. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. (último acesso em 20/12/2011).
- MENEZES, L.F.T., ARAUJO, D.S.D. & NETTESHEIM, F.C. 2010. Estrutura comunitária e amplitude ecológica do componente lenhoso de uma floresta de restinga mal drenada no sudeste do Brasil. Acta bot. Bras. 24(3): 825-839.
- MORAWETZ, W. 1983. Dispersal and succession in an extreme tropical habitat: coastal sands and xeric woodland in Bahia (Brazil). Sonderbd. naturwiss. 7:359-380.
- MORI, S.A., SILVA, L.A.M., LISBOA, G. & CORADIN, L. 1989. Manual de manejo de herbário fanerogâmico. 2a ed. CEPLAC, Ilhéus, p.104.

- MÜLLER, S.C. & WAECHTER, J.L. 2001. Estrutura sinusial dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. *Rev. bras. Bot.* 24(4): 395-406.
- MUELLER-DUMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York, John Wiley & Sons.
- PEREIRA, O.J., BORGIO, J.H., RODRIGUES, I.D., ASSIS, A.M. 2000. Composição florística de uma floresta de restinga no município da Serra-ES. In *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação*. ACIESP, p.74-83.
- PEREIRA, M.C.A., ARAUJO, D.S.D., PEREIRA, O.J. 2001. Estrutura de uma comunidade arbustiva da restinga de Barra de Maricá - RJ. *Rev. bras. Bot.* 24(3):273-281.
- PIMENTEL, M.C.P., BARROS, M.J., CIRNE, P., MATTOS, E.A., OLIVEIRA, R.C., PEREIRA, M.C.A., SCARANO, F.R., ZALUAR, H.L.T. & ARAUJO, D.S.D. 2007. Spatial variation in the structure and floristic composition of “restinga” vegetation in southeastern Brazil. *Rev. bras. Bot.* 30(3):543-551.
- PINTO, G.L.P., BAUTISTA, H.P. & FERREIRA, J.D.C.A. 1984. A Restinga do litoral Nordeste do Estado da Bahia. In *Restingas: origem, estrutura e processos*. (L.D. Lacerda, D.S.D. Araújo, R. Cerqueira & B. Turcq, orgs.), CEUFF, Niterói, p. 195-216.
- PUGNAIRE, F.I., HAASE, P. & PUIGDEFABREGAS, J. 1996. Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos*. 76:455–464.
- RAUNKIAER, C. 1934. The life forms of plants and statistical geography. Clarendon, Oxford, p.634.
- RIZZINI, C.T. 1979. Tratado de fitogeografia do Brasil. Edusp, São Paulo.
- SCARANO, F.R., DUARTE, H.M., RIBEIRO, K.T., RODRIGUES, P.J.F.P., BARCELLOS, E.M.B., FRANCO, A.C., BRULFERT, J., DELEENS, E. & LÜTTGE, U. 2001. Four sites with contrasting environmental stress in southeastern Brazil: relations of species, life form diversity, and geographical distribution to ecophysiological parameters. *Bot. J. Linn. Soc.* 136: 345-364.
- SCARANO, F.R. 2002. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. *Ann. Bot.* 90: 517-524.
- SCARANO, F.R., DUARTE, H.M., FRANCO, A.C., GEBLER, A., MATTOS, E.A., RENNENBERG, H. & LÜTTGE, U. 2005. Physiological synecology of the species in relation to geographic distribution and ecophysiological parameters at the Atlantic forest periphery in Brazil: an overview. *Trees Struct. Funct.* 19: 497-509.

- SEABRA, J.J.A. 1949. A flora das dunas: apontamentos sobre a flora psamófila das dunas de Itapoã, Bahia. *Lilloa*. 20:187-192.
- SEI - ANUÁRIO ESTATÍSTICO DA BAHIA. Salvador, 1999. p. 57-59.
- SIMPSON, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*. 163: 688.
- SILVA, P.R.G. 1993. Identidade, territorialidade e ecologismo: o caso da lagoa do Abaeté. *Cad. CRH*, 18: 117-137.
- TORREND, C.S.J. 1938. Nova Contribuição para a Flora da Bahia. Separata do Anuário da Escola Agrícola da Bahia, Salvador, Brasil, p.258-330.
- VIANA, B. F.; SILVA, F. O.; KLEINERT, A. M. P. A Flora apícola de uma área restrita de dunas litorâneas, Abaeté, Salvador, Bahia. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 29, p. 13-25, 2006a.
- ZALUAR, H.L.T. & SCARANO, F.R. 2000. Facilitação em restingas de moitas: um século de buscas por espécies focais. In *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. (F.A. Esteves & L.D. Lacerda, eds.), NUPEM-UFRJ, Rio de Janeiro, p.3-23.

Tabela 1: Lista das famílias e espécies vegetais que ocorrem na APA do Abaeté, Salvador, BA. As formas biológicas são: fan = fanerófita, cam = caméfitas, hem = hemicriptófita, lia = liana, ter = terófita, hi = hidrófitas, ep = epífita. Quanto ao hábito foram classificadas em: arb = arbórea, arbust = arbustivo, subarb = subarbustivo, herb = herbácea, trep = trepadeira. O número do registro no herbário está na primeira coluna à esquerda. * número de tombo ainda não disponível, ** não foi coletada, mas é freqüente na área, *** (Herbário do Museu Nacional do Rio de Janeiro, citado por Cogliatti-Carvalho 2008). As espécies assinaladas com asterisco (*) após o nome científico não tiveram sua nomenclatura confirmada.

Família	Nome Científico	hábito	forma de vida	Voucher
ACANTHACEAE	<i>Aphelandra longiflora</i> (Lindl.) Profice	arbust	fan	HRB 43798
AMARANTHACEAE	<i>Alternanthera littoralis</i> var. <i>maritima</i> (Mart.) Pedersen	herb	cam	ALCB 89189
	<i>Froelichia humboldtiana</i> (Roem. & Schult.) Seub.	herb	hem	44534 HUEFS
	<i>Gomphrena gardnerii</i> Moq.	herb	cam	ALCB 83020
	<i>Gomphrena duriuscula</i> Moq.	herb	cam	HUEFS 90116
ANACARDIACEAE	<i>Anacardium occidentale</i> L.	arb	fan	**
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	arb	fan	ALCB

				89148
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	arb	fan	HUEFS
ANNONACEAE	<i>Duguetia moricandiana</i> Mart.	arb	fan	33383 HRB
	<i>Xylopia laevigata</i> (Mart.) R.E.Fr.	arb	fan	37580 ALCB
APOCYNACEAE	<i>Aspidosperma pyriformis</i> Mart.	arb	fan	09134 HRB
	<i>Blepharodon costae</i> Fontella & Morillo	trep	lia	23347 ALCB
	<i>Blepharodon pictum</i> (Vahl) W.D.Stevens	trep	lia	09332 ALCB
	<i>Ditassa crassifolia</i> Decne.	trep	lia	21312 HUEFS
	<i>Ditassa arianae</i> Fontella & E.A.Schwarz	trep	lia	33423 ALCB
	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	arb	fan	78262 HRB
	<i>Himatanthus bracteatus</i> (A.DC.) Woodson	arb	fan	28800 ALCB
	<i>Mandevilla funiformis</i> (Vell.) K.Schum.	trep	lia	03303 HUEFS
	<i>Mandevilla moricandiana</i> (A.DC.) Woodson	trep	lia	33374 HUEFS
	<i>Marsdenia amorimii</i> Morillo	trep	lia	48097 ALCB
	<i>Oxypetalum banksii</i> R.Br. ex Schult.	trep	lia	57993 ALCB
ARACEAE	<i>Anthurium affine</i> Schott	herb	geo	09824 HRB
	<i>Anthurium longipes</i> N.E Br.	herb	geo	43821 HUEFS
	<i>Philodendron acutatum</i> Schott	herb	hem	33367 ALCB
ARALIACEAE	<i>Dendropanax monodon</i> (K.Schum.) E.L.Cabral & Bacigalupo*	arbust	fan	024475 HUEFS
ARECACEAE	<i>Allagoptera brevicalyx</i> Moraes	arbust	geo	40786 HUEFS
	<i>Attalea funifera</i> Mart.	arb	fan	33430 ALCB
	<i>Bactris glassmanii</i> Med.-Costa & Noblick ex A.J. Hend.	arbust	geo	09342 ALCB
	<i>Bactris soeiroana</i> Noblick ex A.J. Hend.	arbust	geo	043147 ALCB
ASTERACEAE	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	herb	ter	056062 ALCB
	<i>Blainvillea dichotoma</i> (Murray) Stewart	subarb	ter	89167 HRB
	<i>Blainvillea acmella</i> (L.) Philipson	herb	ter	39888 ALCB

				028722
	<i>Calea angusta</i> S.F.Blake	herb	ter	HRB 5130
	<i>Calea candolleana</i> (Gardner) Baker	arbust	fan	ALCB 89188
	<i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H.Rob.	trep	lia	HRB 43812
	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L	herb	ter	ALCB 04265
	<i>Elephantopus hirtiflorus</i> DC.	herb	ter	HRB 31971
	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex Wight	herb	ter	ALCB 89142
	<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	herb	ter	ALCB 026965
	<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	herb	ter	ALCB 10422
	<i>Lepidaploa arenaria</i> (Mart. ex DC.) H. Rob.	arbust	ter	ALCB 97594
	<i>Lepidaploa edmundoi</i> (G.M. Barroso) H. Rob.	arbust	ter	HRB 5135
	<i>Lepidaploa mucronifolia</i> (DC.) H. Rob.	arbust	fan	ALCB 89157
	<i>Litothamnus nitidus</i> (DC.) W.C.Holmes	subarb	fan	HRB 36320
	<i>Mikania obovata</i> DC.	trep	lia	ALCB 043150
	<i>Mikania nitida</i> (DC.) R.M.King & H. Rob.	arbust	fan	ALCB 89147
	<i>Prolobus nitidulus</i> (Baker) R.M.King & H. Rob.	subarb ust	fan	HRB 21283
	<i>Stilpnopappus scaposus</i> DC.	herb	ter	ALCB 89135
	<i>Tilesia baccata</i> (L.f.) Pruski	subarb	fan	HRB 5140
	<i>Tridax procumbens</i> L.	herb	ter	ALCB 029347
BIGNONIACEAE	<i>Anemopaegma citrinum</i> Mart. ex DC.	trep	lia	NYBG 411757
	<i>Bignonia corymbosa</i> (Vent.) L.G.Lohmann	trep	lia	HRB 13640
	<i>Lundia cordata</i> (Vell.) DC.	trep	lia	HUEFS 42992
	<i>Jacaranda obovata</i> Cham.	arb	fan	HRB 42910
	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	trep	lia	HRB 40412
	<i>Tabebuia elliptica</i> (DC.) Sandwith	arb	fan	ALCB 97592
BORAGINACEAE	<i>Tournefortia breviflora</i> DC.	trep	lia	HUEFS

				4173
BROMELIACEAE	<i>Aechmea blanchetiana</i> (Baker) L.B.Sm.	herb	hem	RB 8317
	<i>Aechmea multiflora</i> L.B.Sm.	herb	hem	ALCB 61419
	<i>Hohenbergia brachycephala</i> L.B.Sm.	herb	hem	ALCB 19217
	<i>Hohenbergia littoralis</i> L.B.Sm.	herb	hem	ALCB 89164
	<i>Hohenbergia salzmanii</i> (Baker) E.Morren ex Mez	herb	hem	ALCB 00432
BURMANNIACEAE	<i>Burmannia capitata</i> (Walter ex J.F.Gmel.) Mart.	herb	ge	ALCB 00543
BURSERACEAE	<i>Protium icicariba</i> var. <i>talmonii</i> Daly	arb	fan	ALCB 97603
	<i>Protium bahianum</i> Daly	arb	fan	ALCB 89176
	<i>Tetragastris occhionii</i> (Rizzini) Daly	arb	fan	ALCB 89136
CAPPARACEAE	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	arb	fan	ALCB 97587
	<i>Dactylaena microphylla</i> Eichler	Subarb	fan	HUEFS 33399
CACTACEAE	<i>Cereus fernambucensis</i> Lem.	herb	fan	HUEFS 33450
	<i>Melocactus violaceus</i> subsp. <i>margaritaceus</i> N.P.Taylor	herb	cam	HUEFS 33433
	<i>Melocactus salvadorensis</i> Werderm.	herb	cam	ALCB 029817
CELASTRACEAE	<i>Maytenus distichophylla</i> Mart. ex Reissek	arbust	fan	HRB 20301
COMMELINACEAE	<i>Commelina obliqua</i> Vahl	herb	ter	ALCB 047517
CLUSIACEAE	<i>Clusia meiantha</i> G. Moriz*	arb	fan	ALCB 02765
	<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey	arb	fan	ALCB 02768
	<i>Kielmeyera argentea</i> Choisy	arbust	fan	ALCB 89181
	<i>Kielmeyera reticulata</i> Saddi	arbust	fan	ALCB 89180
	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	arbust	fan	HUEFS 40776
CONNARACEAE	<i>Connarus blanchetii</i> var. <i>laurifolius</i> (Baker) Forero	trep	lia	ALCB 83419
CHRYSOBALANACEAE	<i>Chrysobalanus icaco</i> L.	arbust	fan	ALCB 89155
	<i>Hirtella triandra</i> Sw. Subsp. <i>triandra</i>	arbust	fan	HRB 2573
	<i>Hirtella ciliata</i> Mart. & Zucc.	arbust	fan	ALCB

				82632
	<i>Hirtella racemosa</i> var. <i>hexandra</i>	arb	fan	MO
	(Willd. ex Roem. & Schult.) Prance			378330
CONVOLVULACEAE	<i>Evolvulus maximiliani</i> Mart. ex Choisy	herb	cam	ALCB
				89191
	<i>Ipomoea asarifolia</i> (Desr.) Roem. & Schult.	trep	lia	HRB
				30817
	<i>Ipomoea bahiensis</i> Willd. ex Roem. & Schult.	trep	lia	HRB
				30857
	<i>Ipomoea carnea</i> subsp. <i>fistulosa</i> (Mart. ex Choisy) D.F.Austin	arbust	fan	ALCB
				047522
CYPERACEAE	<i>Cyperus odoratus</i> L.	herb	hem	ALCB
				43636
	<i>Cyperus haspan</i> L.	herb	hem	ALCB
				00063
	<i>Cyperus laetus</i> C.Presl	herb	hem	ALCB
				08783
	<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz	herb	hem	ALCB
				04172
	<i>Cyperus maritimus</i> Poir.	herb	hem	ALCB
				049801
	<i>Cyperus pohlii</i> (Nees) Steud.	herb	hem	HUEFS
				33434
	<i>Cyperus imbricatus</i> Retz.	herb	hem	ALCB
				97598
	<i>Cyperus ligularis</i> L.	herb	hem	ALCB
				04169
	<i>Cyperus hermaphroditus</i> (Jacq.) Standl.	herb	hem	HUEFS
				4176
	<i>Cyperus meyenianus</i> Kunth	herb	hem	ALCB
				00079
	<i>Eleocharis minima</i> Kunth	herb	hem	ALCB
				08776
	<i>Eleocharis montana</i> (Kunth) Roem. & Schult.	herb	hem	ALCB
				00168
	<i>Fuirena umbellata</i> Rottb.	herb	hem	ALCB
				89154
	<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees	herb	hem	ALCB
				97597
	<i>Lagenocarpus verticillatus</i> (Spreng.) T.Koyama & Maguire	herb	hem	ALCB
				10435
	<i>Pycneus polystachyos</i> (Rottb.) P.Beauv.	herb	hem	ALCB
				00078
	<i>Rhynchospora barbata</i> (Vahl) Kunth	herb	hem	ALCB
				00175
	<i>Rhynchospora cephalotes</i> (L.) Vahl	herb	hem	ALCB
				00180
	<i>Rhynchospora fenierrima</i> Nees ex Sprangel*	herb	hem	ALCB
				00188
	<i>Rhynchospora filiformis</i> Vahl	herb	hem	ALCB

				00194
	<i>Rhynchospora holoschoenoides</i> (Rich.) Herter	herb	hem	ALCB 89166
	<i>Rhynchospora ridleyi</i> C.B.Clarke	herb	hem	ALCB 00192
	<i>Rhynchospora riparia</i> (Nees) Boeckeler	herb	hem	HUEFS 33443
	<i>Scleria bracteata</i> Cav.	herb	hem	ALCB 00404
	<i>Scleria macrogyne</i> C.B.Clarke	herb	hem	ALCB 08826
DILLENACEAE	<i>Curatella americana</i> L.	arb	hem	ALCB 15026
	<i>Davilla flexuosa</i> A.St.-Hil.	arbust	hem	ALCB 89144
	<i>Tetracera oblongata</i> DC.	arbust	hem	ALCB 19614
DIOSCOREACEAE	<i>Dioscorea ovata</i> Vell.	trep	hem	HRB 39549
	<i>Dioscorea polygonoides</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	trep	hem	ALCB 89138
ERICACEAE	<i>Agarista revoluta</i> (Spreng.) Hook. ex Nied.	arbust	hem	HUEFS 33417
ERIOCAULACEAE	<i>Actinocephalus ochrocephalus</i> (Körn.) Sano	herb	hem	HRB 40423
	<i>Comanthera imbricata</i> (Körn.) L.R.Parra & Giul.	herb	hem	ALCB 89168
	<i>Leiothrix rufula</i> (A.St.-Hil.) Ruhland	herb	hem	ALCB 00926
	<i>Paepalanthus sessiliflorus</i> Mart. ex Körn.	herb	hem	HRB 43790
	<i>Paepalanthus bifidus</i> (Schrad.) Kunth	herb	hem	ALCB 00088
	<i>Paepalanthus neglectus</i> Körn.	herb	hem	ALCB 89178
	<i>Paepalanthus myocephalus</i> (Mart.) Körn.	herb	hem	ALCB 17915
	<i>Paepalanthus tortilis</i> (Bong.) Mart.	herb	hem	ALCB 049806
	<i>Syngonanthus cf. gracilis</i> (Bong.) Ruhland	herb	hem	Coleta
	<i>Tonina fluviatilis</i> Aubl.	herb	hem	ALCB 00400
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum leal-costae</i> Plowman	arbust	fan	MO 387247
	<i>Erythroxylum passerinum</i> Mart.	arbust	fan	HUEFS 49724
EUPHORBIACEAE	<i>Astraea lobata</i> (L.) Klotzsch	arbust	fan	HUEFS 5488
	<i>Astraea praetervisa</i> (Müll.Arg.)	arbust	fan	HUEFS

P.E.Berry				40784
<i>Croton astraeatus</i> Baill.	arbust	fan	ALCB	058742
<i>Croton campestris</i> A.St.-Hil.	arbust	fan	HRB	30830
<i>Croton polyandrus</i> Spreng.	arbust	fan	HUEFS	5514
<i>Croton lundianus</i> (Didr.) Müll.Arg.	arbust	fan	ALCB	02071
<i>Croton radlkoferi</i> Pax & K.Hoffm.	arbust	fan	ALCB	02098
<i>Croton sellowii</i> Baill.	arbust	fan	ALCB	89179
<i>Cnidocolus urens</i> (L.) Arthur	herb	fan	HRB	30831
<i>Euphorbia cyathophora</i> Murray	herb	ter	HUEFS	40473
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	herb	ter	HUEFS	16887
<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	herb	ter	HRB	30829
<i>Euphorbia gymnoclada</i> Boiss.	herb	ter	HUEFS	40472
<i>Maprounea brasiliensis</i> A.St.-Hil.	arb	fan	HRB	30851
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	arb	fan	HRB	23363
<i>Microstachys hispida</i> (Mart.) Govaerts	herb	cam	HUEFS	5472
<i>Microstachys corniculata</i> (Vahl) Griseb.	herb	cam	ALCB	02291
<i>Phyllanthus klotzschianus</i> Müll.Arg.	arbust	fan	ALCB	038096
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	herb	ter	ALCB	02261
FABACEAE				
<i>Abrus precatorius</i> L.	trep	lia	HUEFS	40795
<i>Abarema cochliacarpus</i> (Gomes) Barneby & J.W.Grimes.	arbust	fan	ALCB	58220
<i>Abarema filamentosa</i> (Benth.) Pittier	arbust	fan	HRB	39878
<i>Aeschynomene paniculata</i> Willd. ex Vogel	subarb	fan	ALCB	027391
<i>Aeschynomene sensitiva</i> Sw.	subarb	fan	ALCB	01505
<i>Aeschynomene viscidula</i> Michx.	herb	fan	ALCB	047388

<i>Andira nitida</i> Mart. ex Benth.	arb	fan	HUEFS 5470
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	arb	fan	HRB428 43
<i>Canavalia rosea</i> (Sw.) DC.	herb	cam	HRB 39887
<i>Centrosema brasilianum</i> (L.) Benth.	trep	lia	HRB 43791
<i>Centrosema coriaceum</i> Benth.	trep	lia	HUEFS 33432
<i>Chamaecrista bahiae</i> (H.S.Irwin) H.S.Irwin & Barneby	arb	fan	HRB 40408
<i>Chamaecrista blanchetii</i> (Benth.) Conc. et al.	arbust	fan	ALCB 76467
<i>Chamaecrista cytisoides</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	arbust	fan	ALCB 97598-b
<i>Chamaecrista langsdorffii</i> (Kunth ex Vogel) Britton ex Pittier	herb	fan	ALCB 01494
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene var. <i>flexuosa</i>	subarb	fan	ALCB 21196
<i>Chamaecrista hispidula</i> (Vahl) H.S.Irwin & Barneby	subarb	fan	ALCB 01423
<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby var. <i>ramosa</i>	herb	cam	ALCB 89150
<i>Chamaecrista swainsonii</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	subarb	fan	ALCB 027383
<i>Chamaecrista salvatoris</i> (H.S.Irwin & Barneby) H.S.Irwin & Barneby	arbust	fan	HUEFS 63095
<i>Chamaecrista zygophylloides</i> (Taub.) H.S.Irwin & Barneby	arb	fan	HRB 43802
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	herb	cam	HRB 24458
<i>Dioclea lasiophylla</i> Mart. ex Benth.	trep	lia	ALCB 04627
<i>Hymenaea rigidum</i> Cowan*	arb	fan	HUEFS 56263
<i>Inga capitata</i> Desv.	arb	fan	HUEFS 49657
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	arb	fan	ALCB 82629
<i>Inga pleiogyna</i> T.D.Penn.	arbust	fan	ALCB 72945
<i>Inga subnuda</i> Salzm. ex Benth.	arb	fan	ALCB 15416
<i>Leptolobium bijugum</i> (Spreng.)	arbust	fan	ALCB

	Vogel			97599
	<i>Macrobium latifolium</i> Vogel	arbust	fan	HRB 52291
	<i>Macrobium rigidum</i> R.S.Cowan	arb	fan	HRB 18435
	<i>Macroptilium atropurpureum</i> (Sessé & Moc. ex DC.) Urb.	herb	cam	HUEFS 40797
	<i>Moldenhawera nutans</i> L.P.Queiroz, G.P.Lewis & Allkin	arb	fan	ALCB 97600
	<i>Mimosa carvalhoi</i> Barneby	arbust	fan	HRB 23324
	<i>Mimosa lewisii</i> Barneby	arbust	fan	HRB 21281
	<i>Mimosa laticifera</i> Rizzini & A.Mattos	arbust	fan	HRB 20271
	<i>Mimosa somnians</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	arbust	fan	ALCB 10426
	<i>Poecilanthe itapuana</i> G.P.Lewis	arb	fan	HRB 40413
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	arb	fan	ALCB 028728
	<i>Senna splendida</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	arb	fan	HRB 30819
	<i>Senna splendida</i> var. <i>gloriosa</i> H.S.Irwin & Barneby	arbust	fan	HUEFS 33442
	<i>Sophora tomentosa</i> L.	arbust	fan	ALCB 08819
	<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	subarb	cam	ALCB 89177
	<i>Stylosanthes viscosa</i> (L.) Sw.	herb	cam	ALCB 89137
	<i>Swartzia apetala</i> Raddi var. <i>apetala</i>	arbust	fan	HUEFS 63091
	<i>Vigna halophila</i> (Piper) Maréchal, Mascherpa & Stainier	trep	lia	HRB 40426
	<i>Zornia echinocarpa</i> (Moric. ex Meissner) Benth.	herb	ter	ALCB 04991
GENTIANACEAE	<i>Coutoubea spicata</i> Aubl.	herb	fan	ALCB 15020
	<i>Schultesia guianensis</i> (Aubl.) Malme	herb	cam	HUEFS 46691
	<i>Schultesia guianensis</i> var. <i>latifolia</i> (Mart. ex Progel) E.F.Guim. & Fontella	herb	cam	ALCB 029081
	<i>Schultesia doniana</i> Progel	herb	cam	ALCB 03282
	<i>Schultesia brachyptera</i> Cham.	herb	ter	ALCB 03285
HYPERICACEAE	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	arbust	fan	ALCB

				043668
HUMIRIACEAE	<i>Humiria balsamifera</i> var. <i>parvifolia</i> (Juss.) Cuatrec	arb	fan	HUEFS 33394
ICACINACEAE	<i>Emmotum affine</i> Miers	arb	fan	ALCB 89140
KRAMERIACEAE	<i>Krameria spartioides</i> Klotzsch ex O.Berg	subarb	cam	HRB 2578
	<i>Krameria bahiana</i> B.B.Simpson	subarb	cam	ALCB 89193
	<i>Krameria tomentosa</i> A. St.-Hil.	arbust	fan	ALCB 89192
LAMIACEAE	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	arbust	fan	ALCB 10416
	<i>Eriope blanchetii</i> (Benth.) Harley	arbust	fan	HUEFS 33366
	<i>Hypenia salzmännii</i> (Benth.) Harley	subarb	fan	HUEFS 40785
	<i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze	herb	fan	ALCB 043635
	<i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng.	arbust	fan	ALCB 89160
	<i>Vitex polygama</i> Cham.	arb	fan	HRB 30848
LAURACEAE	<i>Cassytha filiformis</i> L.	trep	hol	HUEFS 33387
	<i>Ocotea notata</i> (Nees & Mart.) Mez	arb	fan	HRB 47009
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	arb	fan	ALCB 89186
LENTIBULARIACEAE	<i>Utricularia gibba</i> L.	herb	hi	ALCB 08802
	<i>Utricularia subulata</i> L.	herb	hi	ALCB 049803
	<i>Utricularia adpressa</i> Salzm. ex A.St.- Hil. & Girard	herb	hi	ALCB 03703
LINDERNIACEAE	<i>Torenia thouarsii</i> (Cham. & Schltld.) Kuntze	herb	cam	HRB 5146
LORANTHACEAE	<i>Psittacanthus dichroos</i> (Mart.) Mart.	arbust	hol	ALCB 89159
	<i>Struthanthus flexicaulis</i> Mart.	trep	hol	HUEFS 33402
	<i>Struthanthus polyrhizus</i> (Mart.) Mart.	trep	hol	ALCB 89183
LYTHRACEAE	<i>Cuphea brachiata</i> Koehne	herb	cam	ALCB 89184
	<i>Cuphea flava</i> Spreng.	herb	cam	HUEFS 36537
MALPIGHIACEAE	<i>Byrsonima dealbata</i> Griseb.	arbust	fan	ALCB 04569

	<i>Byrsonima blanchetiana</i> Miq.	arbust	fan	HUEFS 47479
	<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	arbust	fan	HRB 52303
	<i>Byrsonima microphylla</i> A.Juss.	arbust	fan	ALCB 89139
	<i>Byrsonima</i> cf. <i>morii</i> W.R. Anderson	arbust	fan	ALCB
	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	arb	fan	HUEFS 33445
	<i>Galphimia brasiliensis</i> (L.) A.Juss.	subarb	fan	HUEFS 40788
	<i>Heteropterys alternifolia</i> W.R.Anderson	herb	fan	HRB 30827
	<i>Peixotoa hispidula</i> A.Juss.	trep	lia	HUEFS 4163
	<i>Stigmaphyllon paralias</i> A.Juss.	arbust	fan	HUEFS 33408
MALVACEAE	<i>Melochia spicata</i> (L.) Fryxell	subarb	fan	ALCB 08800
	<i>Pavonia cancellata</i> (L.) Cav.	herb	cam	ALCB 026173
	<i>Pavonia luetzelburgii</i> Ulbr.	subarb	fan	ALCB 027383
	<i>Sida cordifolia</i> L.	herb	cam	HRB 30840
	<i>Sida spinosa</i> L.	arbust	fan	ALCB 028740
	<i>Urena lobata</i> L.	arbust	fan	HRB 23369
	<i>Waltheria cinerescens</i> A.St.-Hil.	arbust	fan	ALCB 89158
	<i>Waltheria americana</i> L.	arbust	cam	ALCB 02702
	<i>Waltheria viscosissima</i> A.St.-Hil.	arbust	fan	ALCB 04672
MELASTOMATACEAE	<i>Acisanthera bivalvis</i> (Aubl.) Cogn.	herb	fan	ALCB 03161
	<i>Comolia ovalifolia</i> (DC.) Triana	subarb	cam	ALCB 89187
	<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	arbust	fan	ALCB 89171
	<i>Marcetia ericoides</i> (Spreng.) O.Berg ex Cogn.	arbust	fan	ALCB 09216
	<i>Miconia amoena</i> Triana	arbust	fan	ALCB 89185
	<i>Nepsera aquatica</i> (Aubl.) Naudin	arbust	fan	ALCB 03120
	<i>Tibouchina bradeana</i> Renner	arbust	fan	HUEFS 33376

	<i>Tibouchina lhotzkyana</i> (C.Presl) Cogn.	arbust	fan	ALCB 027387
	<i>Tibouchina urceolaris</i> (Schrank & Mart. ex DC.) Cogn.	arbust	fan	ALCB 54301
MOLLUGINACEAE	<i>Mollugo verticillata</i> L.	herb	ter	HUEFS 33429
MORACEAE	<i>Ficus guianensis</i> Desv.	arb	fan	ALCB 049795
	<i>Ficus bahiensis</i> C.C.Berg & Carauta	arb	fan	HRB 32189
MYRSINACEAE	<i>Myrsine parvifolia</i> A.DC.	arbust	fan	HRB 23306
	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	arbust	fan	ALCB 20942
MYRTACEAE	<i>Calycolpus legrandii</i> Mattos	arbust	fan	ALCB 89152
	<i>Eugenia ayacuchae</i> Steyerm.	arbust	fan	HRB 23313
	<i>Eugenia umbelliflora</i> O.Berg	arbust	fan	HRB 30818
	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	arbust	fan	ALCB 89141
	<i>Eugenia pistaciifolia</i> DC.	arbust	fan	HUEFS 33406
	<i>Myrcia palustris</i> DC.	arbust	fan	HRB 40410
	<i>Myrcia hiemalis</i> Cambess.	arbust	fan	ALCB 97591
	<i>Myrcia bergiana</i> O.Berg	arbust	fan	HRB 20246
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	arbust	fan	ALCB 71377
	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	arbust	fan	ALCB 82631
	<i>Myrcia liviensis</i> Comb (Comb.)*	arbust	fan	ALCB 61532
	<i>Myrcia sphenoides</i> (Berg) G.M.Barroso*	arbust	fan	ALCB 89174
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	arbust	fan	ALCB 97590
	<i>Myrcia venulosa</i> DC.	arb	fan	ALCB 89170
	<i>Myrcia rotundifolia</i> (O.Berg) Kiaersk.	arb	fan	ALCB 61534
	<i>Myrcia salzmännii</i> O.Berg	arbust	fan	ALCB 97585
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	arb	fan	ALCB 97586
	<i>Psidium guineense</i> Sw.	arb	fan	ALCB

				20992
NYCTAGINACEAE	<i>Boerhavia coccinea</i> Mill.	herb	cam	ALCB 028732
	<i>Guapira pernambucensis</i> (Casar.) Lundell	arbust	fan	HUEFS 8027
	<i>Neea theifera</i> Oerst.	arb	fan	HRB 23355
NYMPHAEACEAE	<i>Nymphaea ampla</i> (Salisb.) DC.	herb	hi	ALCB
OCHNACEAE	<i>Ouratea rotundifolia</i> (Gardner) Engl.	arb	fan	ALCB 89153
	<i>Ouratea suaveolens</i> (A.St.-Hil.) Engl.	arb	fan	ALCB 89165
	<i>Sauvagesia erecta</i> L.	herb	fan	ALCB 04551
	<i>Sauvagesia sprengelii</i> A.St.-Hil.	herb	ter	ALCB 02755
SCHOEPFICIACEAE	<i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.	arb	fan	ALCB 09808
ONAGRACEAE	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	subarb	fan	ALCB 81021
ORCHIDACEAE	<i>Brassavola tuberculata</i> Hook.	herb	hem	HUEFS 33452
	<i>Catasetum discolor</i> (Lindl.) Lindl.	herb	hem	HUEFS 7100
	<i>Cyrtopodium flavum</i> Link & Otto ex Rchb.f.	herb	ep	HUEFS 7104
	<i>Cyrtopodium parviflorum</i> Lindl.	herb	ep	HUEFS 33454
	<i>Cyrtopodium holstii</i> L.C.Menezes	herb	ep	HUEFS 63093
	<i>Encyclia dichroma</i> (Lindl.) Schltr.	herb	hem	HUEFS 33455
	<i>Epidendrum cinnabarinum</i> Salzm.	herb	hem	HRB 30809
	<i>Epidendrum orchidiflorum</i> (Salzm.) Lindl.	herb	hem	HRB 36315
	<i>Vanilla bahiana</i> Hoehne	trep	lia	HRB 39301
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora edulis</i> Sims	trep	lia	HRB 43818
	<i>Passiflora foetida</i> L.	trep	lia	ALCB 85035
	<i>Passiflora foetida</i> L. var. <i>foetida</i>	trep	lia	ALCB 02859
	<i>Passiflora villosa</i> Vell.	trep	lia	ALCB 02870
	<i>Passiflora silvestris</i> Vell.	trep	lia	ALCB 89143

PENTAPHYLACACEAE	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	arb	fan	ALCB 97589
PHYTOLACCACEAE	<i>Microtea bahiensis</i> Marchior. & J.C.Siqueira	herb	ter	HRB 40428
	<i>Microtea paniculata</i> Moq.	herb	ter	ALCB 049808
PLANTAGINACEAE	<i>Achetaria scutellarioides</i> (Benth.) Wettst.	herb	cam	ALCB 08833
	<i>Achetaria ocymoides</i> (Cham. & Schltdl.) Wettst.	herb	cam	ALCB 10420
	<i>Angelonia cornigera</i> Hook.f.	herb	cam	ALCB 03796
	<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Pennell	herb	cam	ALCB 03811
	<i>Bacopa gratioloides</i> (Cham.) Edwall	herb	cam	ALCB 03808
	<i>Andropogon selloanus</i> (Hack.) Hack.	herb	hem	ALCB 16642
POACEAE	<i>Axonopus aureus</i> P.Beauv.	herb	hem	ALCB 21288
	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	herb	hem	ALCB 029352
	<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	herb	ter	ALCB 09294
	<i>Eragrostis secundiflora</i> J.Presl	herb	ter	ALCB 00853
	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	herb	hem	HUEFS 4181
	<i>Panicum cyanescens</i> Nees ex Trin.	herb	hem	HRB 43810
	<i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx.	herb	hem	HUEFS 5475
	<i>Paspalum arenarium</i> Schrad.	herb	hem	HRB 47447
	<i>Paspalum divergens</i> Döll	herb	hem	HRB 20204
	<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C.E.Hubb.*	herb	ter	HRB 31584
	<i>Trachypogon macroglossus</i> Trin.	herb	hem	HRB 21391
	<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	herb	hem	HRB 31585
	POLYGALACEAE	<i>Polygala cyparissias</i> A.St.-Hil. & Moq.	herb	ter
<i>Polygala trichosperma</i> Jacq.		herb	ter	HUEFS 44533
<i>Polygala violacea</i> Aubl.		herb	ter	HUEFS 33438
<i>Polygala paniculata</i> L.		herb	ter	ALCB 97606

	<i>Securidaca diversifolia</i> (L.) S.F.Blake	trep	lia	HRB 42844
	<i>Securidaca lanceolata</i> A.St.-Hil. & Moq.	trep	lia	HRB 30856
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba arborescens</i> (Vell.) R.A.Howard	arbust	fan	ALCB 15218
	<i>Coccoloba laevis</i> Casar.	arbust	fan	ALCB 89190
	<i>Coccoloba ramosissima</i> Wedd.	arbust	fan	ALCB 97605
	<i>Coccoloba cordifolia</i> Meisn.*	arbust	fan	HUEFS 33365
PORTULACACEAE	<i>Portulaca hirsutissima</i> Cambess.	herb	cam	HRB 40411
RUBIACEAE	<i>Borreria cf. capitata</i> Ruiz & Pav. DC.	herb	cam	ALCB *
	<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	subarb	cam	ALCB 89146
	<i>Chiococca alba</i> (L.) Hitchc.	trep	lia	ALCB 16950
	<i>Chiococca plowmanii</i> Delprete	arbust	fan	HUEFS 4146
	<i>Denscandia cymosa</i> (Spreng.) E.L.Cabral & Bacigalupo	subarb	cam	ALCB 89149
	<i>Denscandia monodon</i> (K.Schum.) E.L.Cabral & Bacigalupo	trep	lia	HRB 5133
	<i>Diodella radula</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Delprete	subarb	fan	ALCB 10434
	<i>Emmeorrhiza umbellata</i> (Spreng.) K.Schum.	trep	lia	HRB 37581
	<i>Guettarda platypoda</i> DC.	arbust	fan	ALCB 89175
	<i>Psychotria alba</i> Ruiz & Pav.	arbust	fan	ALCB 04039
	<i>Margaritopsis chaenotricha</i> (DC.) C.M.Taylor	arbust	fan	ALCB 20023
	<i>Mitracarpus anthospemoides</i> K.Schum.	subarb	fan	ALCB 029085
	<i>Mitracarpus eichleri</i> K.Schum	subarb	fan	ALCB 09212
	<i>Mitracarpus megapotamicus</i> (Spreng.) Kuntze	subarb	fan	HRB 39876
	<i>Mitracarpus salzmannianus</i> DC.	subarb	fan	ALCB 64579
	<i>Pagamea guianensis</i> Aubl.	arbust	fan	HRB 24945
	<i>Perama hirsuta</i> Aubl.	subarb	fan	ALCB 08795

	<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltld.) Steud.	herb	ter	HUEFS 38985
	<i>Rudgea cf. irregularis</i> Müll. Arg.	arbust	fan	ALCB 97583
	<i>Rudgea crassifolia</i> Zappi & E. Lucas	arbust	fan	HUEFS 33422
	<i>Rudgea pallida</i> K.Schum.*	arbust	fan	HRB 28351
	<i>Sabicea grisea</i> Cham. & Schltld.	trep	lia	ALCB 04112
	<i>Salzmannia nitida</i> DC.	arbust	fan	ALCB 20432
	<i>Tocoyena brasiliensis</i> Mart.	subarb	fan	HUEFS 43164
	<i>Tocoyena bullata</i> (Vell.) Mart.	arb	fan	ALCB 083996
	<i>Tocoyena sellowiana</i> (Cham. & Schltld.) K.Schum.	arbust	fan	ALCB 04131
RUTACEAE	<i>Esenbeckia grandiflora</i> subsp. <i>brevipetiolata</i> Kaastra	arbust	fan	HRB 48069
	<i>Esenbeckia grandiflora</i> var. <i>intermedia</i> (Mart. ex Engl.) Kaastra	arbust	fan	ALCB 049819
SAPINDACEAE	<i>Cardiospermum integerrimum</i> Radlk.	trep	lia	HUEFS 33404
	<i>Cupania emarginata</i> Cambess.	arb	fan	ALCB 81025
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	arb	fan	HRB 30838
	<i>Serjania salzmanniana</i> Schltr.	trep	lia	ALCB 030945
	<i>Talisia cupularis</i> Radlk	arb	fan	ALCB 032535
SAPOTACEAE	<i>Manilkara salzmannii</i> (A.DC.) H.J.Lam	arbust	fan	ALCB 89151
	<i>Pouteria grandiflora</i> (A.DC.) Baehni	arb	fan	HRB 39370
	<i>Pouteria iodophylla</i> Schauer *	herb	cam	HRB 30808
SMILACACEAE	<i>Smilax rufescens</i> Griseb.	trep	lia	HRB 23312
SOLANACEAE	<i>Cestrum laevigatum</i> Schltld. Schltld.	arbust	fan	HUEFS 4172
	<i>Solanum auriculatum</i> Aiton	arbust	fan	HRB 30815
	<i>Solanum stipulaceum</i> Willd. ex Roem. & Schult.	arbust	fan	HUEFS 33379
	<i>Solanum thomasiifolium</i> Sendtn.	arbust	fan	ALCB 09776
	<i>Solanum paniculatum</i> L.	arbust	fan	ALCB

				09298
	<i>Solanum polytrichum</i> Moric.	arbust	fan	ALCB 03756
	<i>Solanum stagnale</i> Moric.	arbust	fan	HRB 30825
	<i>Schwenckia americana</i> var. <i>angustifolia</i> J.A.Schmidt	herb	ter	ALCB 89162
SURIANACEAE	<i>Suriana maritima</i> L.	arbust	fan	ALCB 031812
TURNERACEAE	<i>Piriqueta viscosa</i> Griseb.	herb	fan	ALCB 10418
	<i>Turnera chamaedrifolia</i> Cambess.	herb	fan	HRB 39351
	<i>Turnera calyptrocarpa</i> Urb.	herb	fan	ALCB 89163
VELLOZIACEAE	<i>Vellozia dasypus</i> Seub.	herb	geo	ALCB 89156
VERBENACEAE	<i>Lantana camara</i> L.	arbust	fan	ALCB 89172
	<i>Lantana lucida</i> Schauer	subarb	fan	HRB 42901
	<i>Lantana salzmannii</i> Schauer	herb	fan	HUEFS 40782
	<i>Stachytarpheta microphylla</i> Walp.	herb	ter	HUEFS 33431
VIOLACEAE	<i>Hybanthus calceolaria</i> (L.) Oken	arbust	fan	ALCB 02811
VITACEAE	<i>Cissus erosa</i> Rich.	arbust	geo	ALCB 81054
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia lucida</i> C.Presl	arb	fan	ALCB 19243
XYRIDACEAE	<i>Xyris jupicai</i> Rich.	herb	cam	MO 503235
	<i>Xyris ciliata</i> Thunb.	herb	cam	ALCB 00389
	<i>Xyris laxifolia</i> Mart.	herb	cam	ALCB 08780

Tabela 2: A comunidade de moitas da restinga aberta em Salvador, Bahia. As espécies são classificadas segundo as formas de vida, com as informações fitossociológicas respectivas: ALT (altura dos indivíduos, em metros). Entre parênteses, está o número de indivíduos medidos, AB_A (abundância absoluta), AB_R% (Abundância relativa), DEN (densidade estimada de cada espécie, em termos de número de indivíduos/ ha), FR_A (frequência absoluta de cada espécie), FR(%) (frequência relativa).

Espécie/Forma de vida	ALT	AB_A	AB_R (%)	DEN	FR_A	FR(%)
FANERÓFITA						
<i>Schinus terebinthifolius</i>	1,3 ± 0,38 (3)	10	0,31	34,69	3	7,0
<i>Hancornia speciosa</i>	1,8 ± 0,14 (2)	2	0,06	6,94	2	4,7
<i>Attalea funifera</i>	2,3 ± 2,47 (2)	4	0,12	13,87	2	4,7
<i>Calea candolleana</i>	n.m.	1	0,03	3,47	1	2,3
<i>Tabebuia elliptica</i>	3,4 ± 1,2 (5)	7	0,21	24,28	5	11,6
<i>Mikania nitida</i>	1,0 ± 0,15 (3)	17	0,52	58,98	6	14,0
<i>Protium bahianum</i>	1,6 ± 0,63 (21)	61	1,87	211,59	20	46,5
<i>Protium icicariba</i> var. <i>talmonii</i>	2,9 ± 1,1 (3)	14	0,43	48,56	4	9,3
<i>Tetragastris ochionii</i>	2,6 ± 0,64 (2)	4	0,12	13,87	1	2,3
<i>Cereus fernambucensis</i>	1,6 ± 1,46 (10)	38	1,16	131,81	8	18,6
<i>Chrysobalanus icaco</i>	1,0 ± 0,49 (7)	17	0,52	58,97	9	20,9
<i>Kielmeyera argentea</i>	0,8 ± 0,31 (12)	25	0,77	86,71	11	25,6
<i>Kielmeyera reticulata</i>	1,8 ± 0 (1)	3	0,09	10,41	1	2,3
<i>Vismia guianensis</i>	2,7 ± 0 (1)	8	0,25	27,75	1	2,3
<i>Davilla flexuosa</i>	1,4 ± 0,58 (21)	72	2,21	249,74	21	48,8
<i>Curatella americana</i>	1,3 ± 0,15 (3)	13	0,40	45,09	4	9,3
<i>Agarista revoluta</i>	1,6 ± 0,73 (15)	36	1,10	124,87	16	37,2
<i>Croton campestris</i>	0,7 ± 0,21 (4)	6	0,18	20,81	4	9,3
<i>Croton lundianus</i>	1,1 ± 0 (1)	1	0,03	3,47	1	2,3
<i>Croton sellowii</i>	0,9 ± 0,39 (13)	28	0,86	97,12	13	30,2
<i>Chamaecrista cytisoides</i>	1,2 ± 0,51 (5)	16	0,49	55,50	5	11,6
<i>Chamaecrista flexuosa</i> var. <i>flexuosa</i>	1,3 ± 1,23 (4)	12	0,37	41,62	4	9,3
<i>Moldenhawera nutans</i>	1,6 ± 0,85 (2)	7	0,21	24,28	2	4,7
<i>Senna splendida</i> var. <i>gloriosa</i>	0,5 ± 0 (1)	8	0,25	27,75	1	2,3
<i>Swartzia apetala</i> var. <i>apetala</i>	1,5 ± 0,36 (9)	41	1,26	142,21	9	20,9
<i>Humiria balsamifera</i> var. <i>parvifolia</i>	1,6 ± 0 (1)	1	0,03	3,47	1	2,3
<i>Emmotum affine</i>	1,2 ± 0,49 (2)	4	0,12	13,87	4	9,3
<i>Eriope blanchetii</i>	1,6 ± 0,28 (2)	5	0,15	17,34	2	4,7
<i>Vitex cymosa</i>	n.m.	5	0,15	17,34	1	2,3
<i>Eschweilera ovata</i>	n.m.	1	0,03	3,47	1	2,3
<i>Byrsonima dealbata</i>	3,0 ± 0 (1)	1	0,03	3,47	1	2,3
<i>Byrsonima microphylla</i>	1,0 ± 0,42 (21)	92	2,82	319,11	23	53,5
<i>Byrsonima</i> cf <i>mori</i>	4,5 ± 0 (1)	1	0,03	3,47	1	2,3
<i>Stigmaphyllon paralias</i>	0,6 ± 0,1 (2)	4	0,12	13,87	2	4,7
<i>Waltheria cinerescens</i>	1,1 ± 0,26 (4)	10	0,31	34,69	4	9,3
<i>Tibouchina bradeana</i>	0,8 ± 0,18 (12)	41	1,26	142,21	13	30,2
<i>Calycolpus legrandii</i>	1,6 ± 0,15 (3)	25	0,77	86,71	8	18,6

<i>Eugenia puniceifolia</i>	1,6 ± 0 (1)	1	0,03	3,47	1	2,3
<i>Myrcia hiemalis</i>	2,1 ± 0 (1)	2	0,06	6,94	1	2,3
<i>Myrcia salzmannii</i>	1,8 ± 0,71 (2)	3	0,09	10,40	2	4,7
<i>Myrcia guianensis</i>	1,9 ± 1,5 (8)	34	1,04	117,93	10	23,3
<i>Myrcia</i> sp	2,0 ± 0,28 (2)	6	0,18	20,81	1	2,3
<i>Myrciaria floribunda</i>	2,3 ± 0,68 (3)	5	0,15	17,34	2	4,7
<i>Guapira pernambucensis</i>	1,0 ± 0,49 (16)	42	1,29	145,68	11	25,6
<i>Neea theifera</i>	2,2 ± 0,21 (2)	10	0,31	34,69	1	2,3
<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	1,9 ± 0,7 (8)	14	0,43	48,56	7	16,3
<i>Coccoloba laevis</i>	1,1 ± 0,61 (11)	36	1,10	124,87	11	25,6
<i>Coccoloba ramosissima</i>	1,0 ± 0,06 (3)	13	0,40	45,09	4	9,3
<i>Coccoloba cordifolia*</i>	n.m.	5	0,15	17,34	1	2,3
<i>Guettarda platypoda</i>	1,0 ± 0,44 (7)	11	0,34	38,15	8	18,6
<i>Chiococca plowmanii</i>	1,9 ± 0,72 (16)	32	0,98	110,99	1	2,3
<i>Mitracarpus eichleri</i>	0,7 ± 0,28 (2)	49	1,50	169,96	2	4,7
<i>Rudgea</i> cf. <i>irregularis</i>	3,3 ± 2,47 (2)	11	0,34	38,15	4	9,3
<i>Manilkara salzmannii</i>	1,9 ± 0,87 (22)	95	2,91	329,51	23	53,5
<i>Lantana camara</i>	0,5 ± 0,09 (9)	34	1,04	117,93	11	25,6
TERÓFITA						
<i>Stilpnopappus scaposus</i>	0,4 ± 0 (1)	41	1,26	142,21	2	4,7
<i>Calea angusta</i>	0,6 ± 0,15 (3)	15	0,46	52,03	3	7,0
<i>Lepidaploa arenaria</i>	0,6 ± 0,3 (11)	22	0,67	76,31	10	23,3
<i>Ageratum conyzoides</i>	0,8 ± 0 (1)	2	0,06	6,94	2	4,7
<i>Euphorbia gymnoclada</i>	0,2 ± 0,10 (9)	19	0,58	65,90	9	20,9
<i>Mollugo verticillata</i>	0,4 ± 0 (1)	1	0,03	3,47	1	2,3
<i>Polygala paniculata</i>	0,12 ± 0 (1)	4	0,12	13,87	1	2,3
CAMÉFITA						
<i>Borreria verticillata</i>	0,9 ± 0,12 (3)	12	0,37	41,62	3	7,0
<i>Denscandia cymosa</i>	0,2 ± 0 (1)	4	0,12	13,87	1	2,3
<i>Borreria</i> cf. <i>capitata</i>	0,2 ± 0 (1)	3	0,09	10,41	1	2,3
<i>Stylosanthes viscosa</i>	0,5 ± 0,12 (8)	24	0,74	83,25	8	18,6
<i>Alternanthera littoralis</i> var. <i>maritima</i>	0,5 ± 0,25 (6)	14	0,43	48,56	7	16,3
<i>Melocactus salvadorensis</i>	0,1 ± 0,04 (13)	47	1,44	163,02	14	32,6
<i>Evolvulus maximiliani</i>	1,0 ± 0,99 (2)	2	0,06	6,94	2	4,7
<i>Chamaecrista ramosa</i> var. <i>ramosa</i>	0,3 ± 0,12 (19)	95	2,91	329,52	22	51,2
<i>Krameria bahiana</i>	0,5 ± 0,24 (9)	52	1,59	180,37	11	25,6
<i>Cuphea brachiata</i>	0,3 ± 0,09 (7)	23	0,71	79,78	7	16,3
<i>Comolia ovalifolia</i>	0,4 ± 0,15 (12)	68	2,08	235,87	13	30,2
LIANA						
<i>Ditassa crassifolia</i>	1,6 ± 1,02 (7)	13	0,40	45,09	9	20,9
<i>Dioscorea polygonoides</i>	2,69 ± 2,10 (2)	2	0,06	6,94	2	4,7
<i>Centrosema coriaceum</i>	1,2 ± 0,35 (3)	5	0,15	17,34	3	7,0
<i>Vanilla bahiana</i>	0,1 ± 0 (3)	8	0,25	27,75	3	7,0
<i>Smilax rufescens</i>	1,4 ± 0,76 (8)	9	0,28	31,22	8	18,6
<i>Smilax</i> sp	1,3 ± 0,66 (13)	29	0,89	100,59	14	32,6

GEÓFITA						
<i>Anthurium affine</i>	0,7 ± 0,37 (4)	18	0,55	62,43	3	7,0
<i>Allagoptera brevicalyx</i>	0,9 ± 0,33 (17)	91	2,79	315,64	19	44,2
<i>Bactris soeiroana</i>	1,3 ± 0,78 (3)	15	0,46	52,03	3	7,0
<i>Vellozia dasypus</i>	0,4 ± 0,11 (10)	159	4,87	551,51	10	23,3
HEMICRIPTÓFITA						
<i>Hohenbergia littoralis</i>	0,8 ± 0,25 (18)	263	8,06	912,24	17	39,5
<i>Aechmea</i> sp	1,0 ± 0,46 (3)	69	2,12	239,33	3	7,0
<i>Cyperus imbricatus</i>	1,0 ± 0 (1)	3	0,09	10,41	1	2,3
<i>Lagenocarpus rigidus</i>	1,0 ± 0,28 (11)	1051	32,22	3645,51	10	23,3
<i>Syngonanthus</i> cf. <i>gracilis</i>	0,07 ± 0 (1)	3	0,09	10,41	1	2,3
<i>Encyclia dichroma</i>	0,3 ± 0 (1)	4	0,12	13,87	1	2,3
<i>Epidendrum orchidiflorum</i>	1,0 ± 0,14 (2)	14	0,43	48,56	2	4,7
<i>Epidendrum cinnabarinum</i>	0,9 ± 0,44 (10)	44	1,35	152,62	13	30,2
Poaceae sp1	0,3 ± 0,1 (6)	17	0,52	58,97	7	16,3
HOLOPARASITA						
<i>Cassytha filiformis</i>	1,0 ± 0,61 (6)	9	0,28	31,22	7	16,3
<i>Struthanthus polyrhizus</i>	1,33 ± 0,99 (2)	2	0,06	6,94	2	4,7
<i>Psittacanthus dichroos</i>	2,0 ± 0 (1)	1	0,03	3,47	1	2,3
	total	3262				



Figura 1: Distribuição espacial das unidades de vegetação no remanescente de restinga estudado, em Salvador, BA. (Autores do mapa: Eduardo Moreira, Danilo Boscolo, Fabiana O. da Silva).

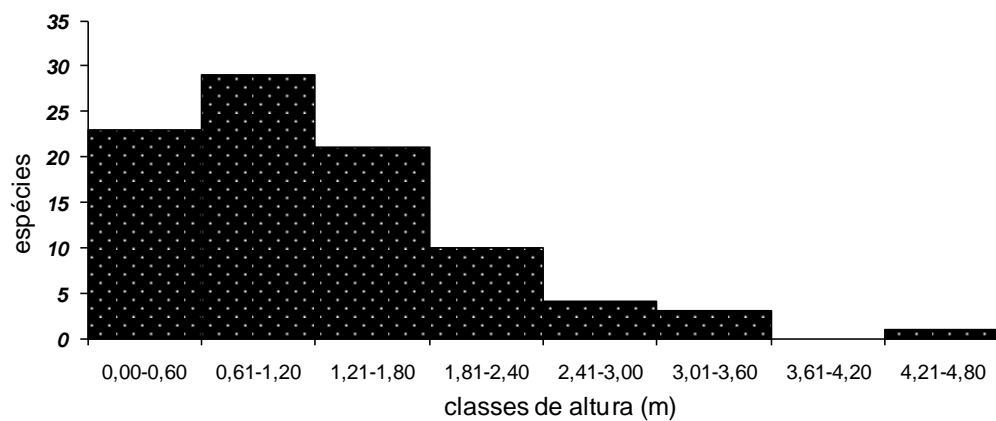


Figura 2: Distribuição das classes de altura das espécies em moitas arbustivas de restinga, em Salvador, BA.

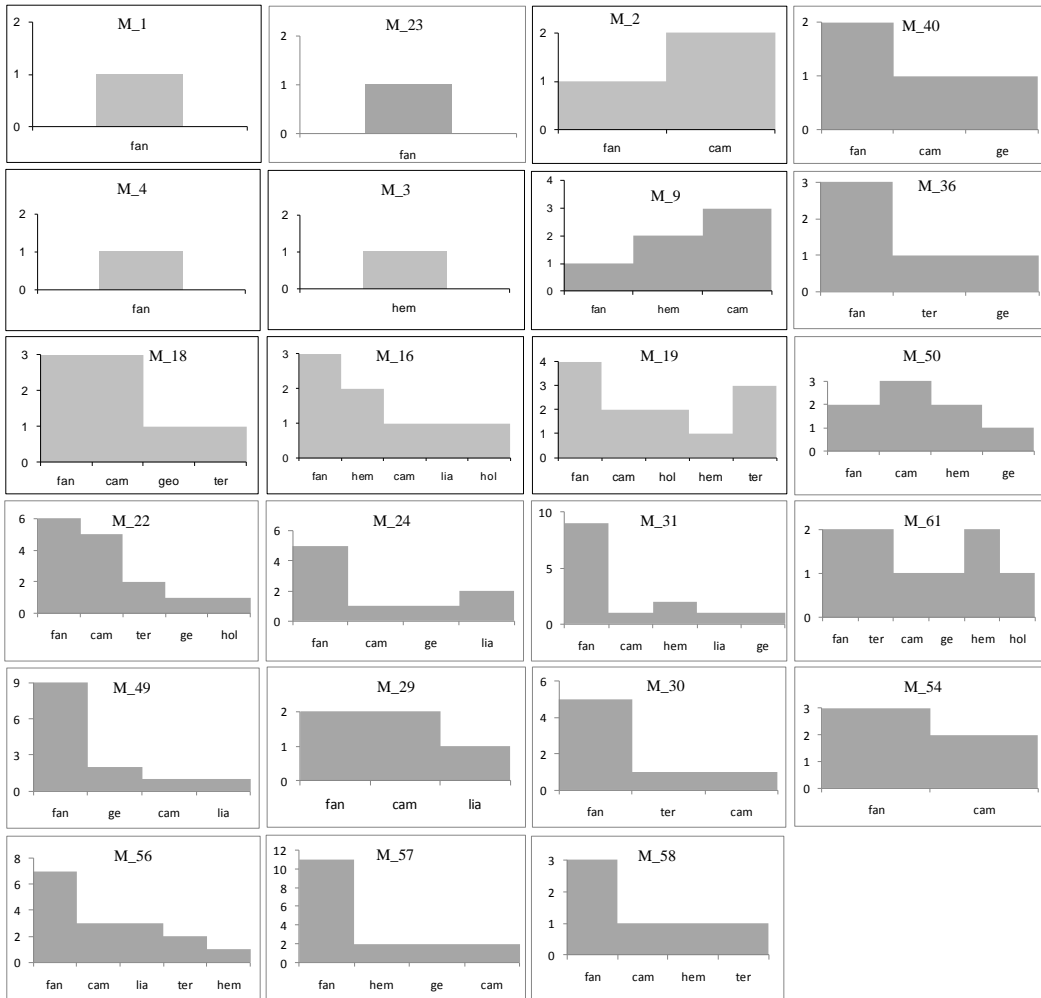


Figura 3A: Formas de vida das espécies nas moitas sem ocorrência de *Protium bahianum* em remanescente de restinga, em Salvador, BA.

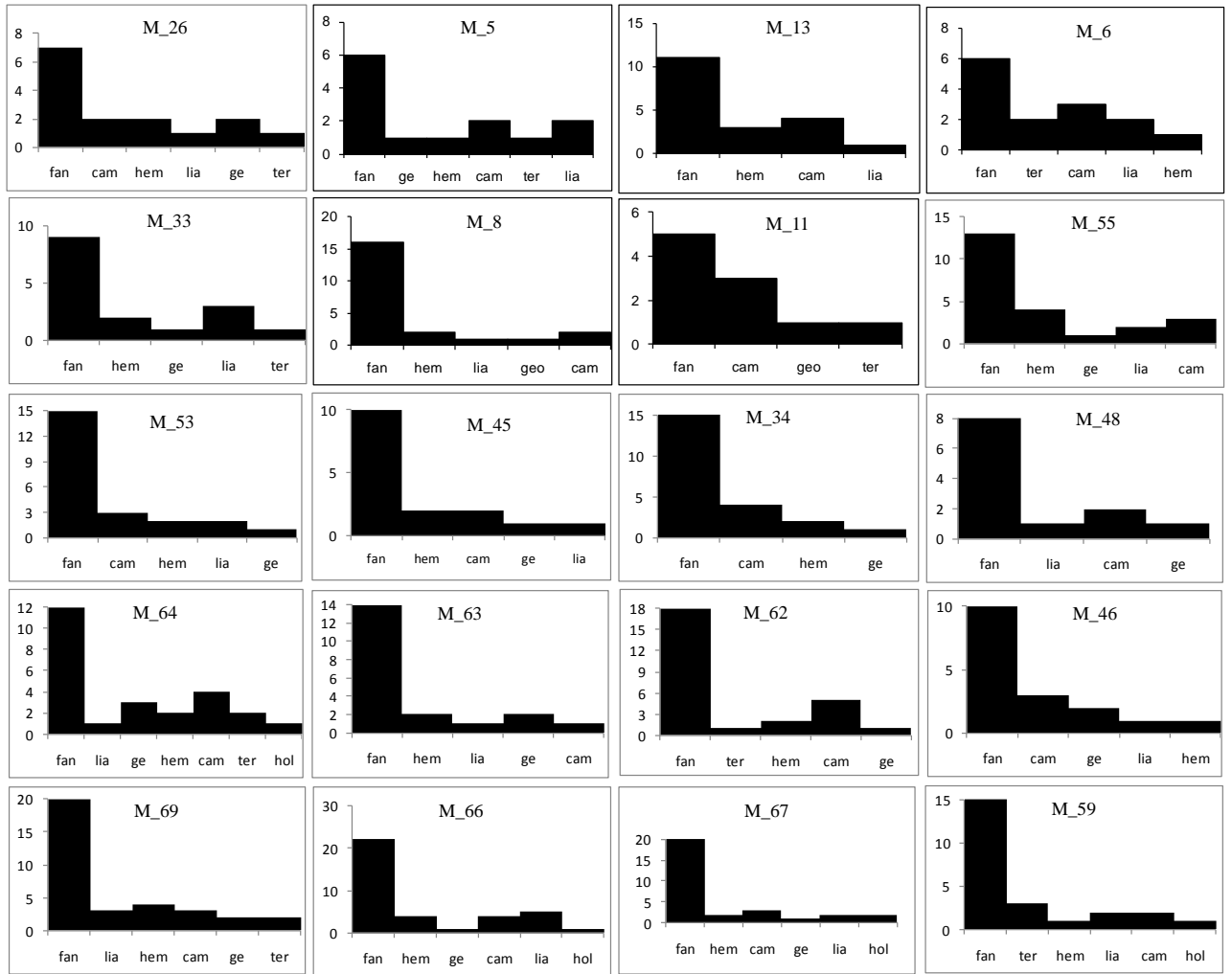


Figura 3B: Formas de vida das espécies nas moitas com ocorrência de *Protium bahianum* em remanescente de restinga, em Salvador, BA.

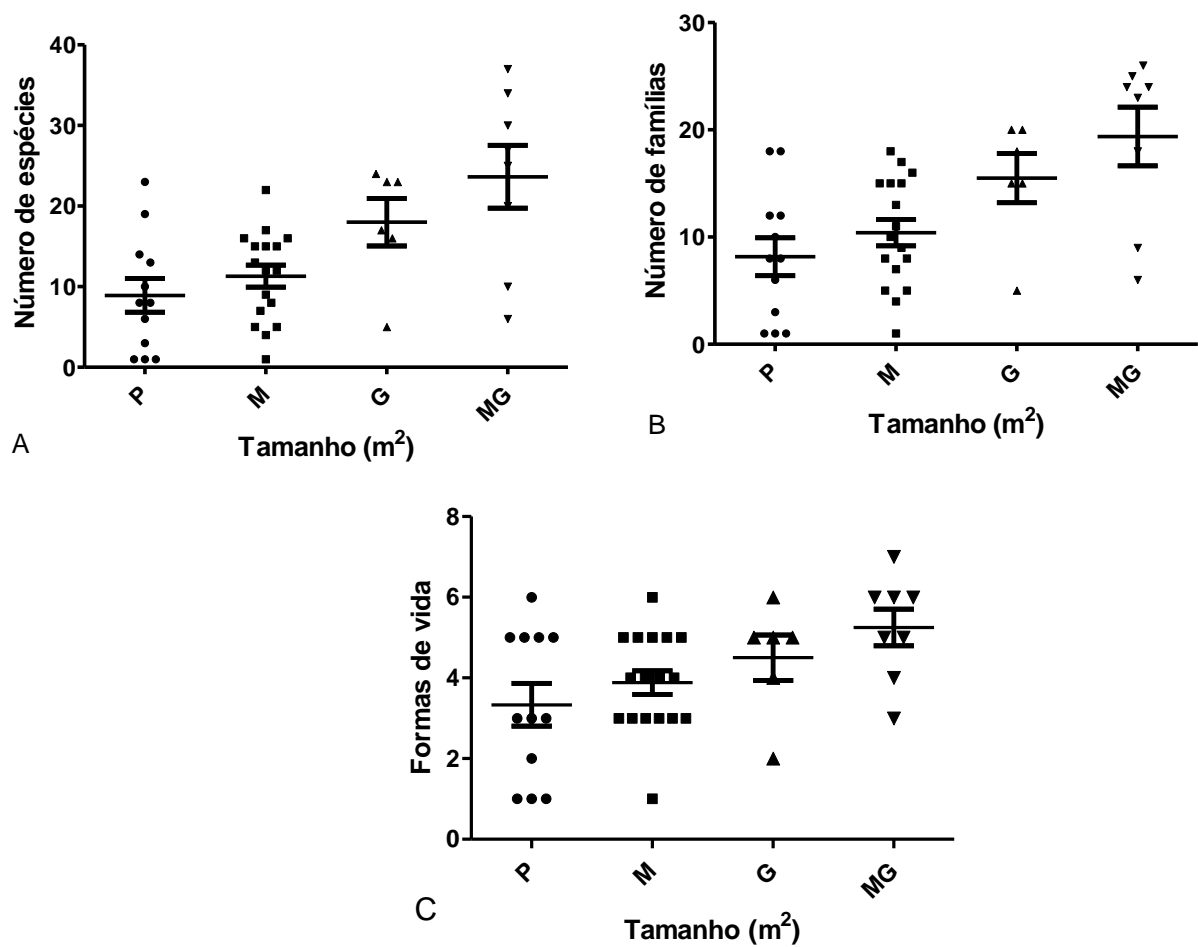


Figura 4: Distribuição das espécies (A), famílias (B) e formas de vida (C) nas diferentes classes de tamanho das moitas (n = 43) amostradas em remanescente de restinga, em Salvador, BA. São representadas a média (linha central), erro padrão (linhas superior e inferior) para as amostras (figuras geométricas) em cada categoria de tamanho de moita (P= pequena, M = média, G = grande e MG = muito grande).

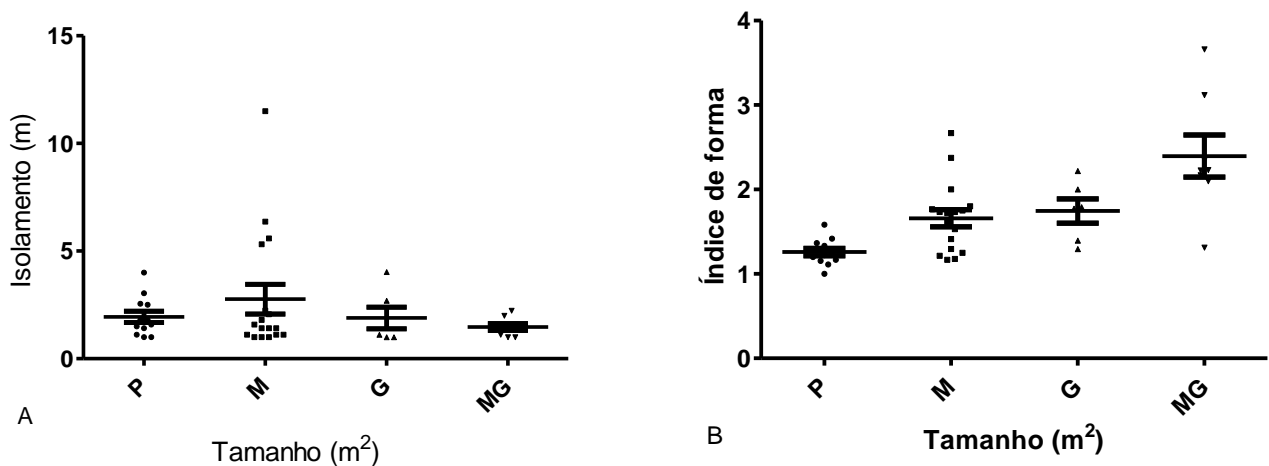


Figura 5: Descritores espaciais das moitas na restinga estudada em Salvador, Bahia. Média (linha central) e erro padrão (linhas superior e inferior) para as amostras em cada categoria de tamanho de moita (P= pequena, M = média, G = grande e MG = muito grande), obtidas para as métricas de isolamento (distância euclidiana ao vizinho mais próximo, em metros) (A), forma (índice de forma) (B).

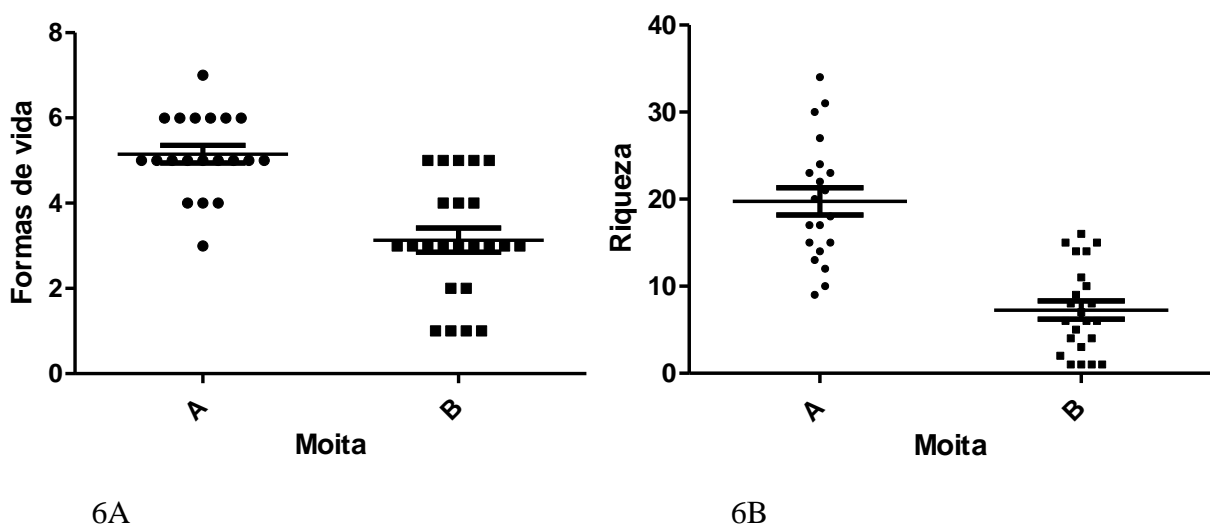


Figura 6: Número de tipos de formas de vida e número de espécies vegetais em moitas com (n=20) (6A) e sem (6B) (n=23) a espécie *Protium bahianum*, na restinga da APA do Abaeté, SSA, BA. Na figura estão representadas as médias (linha central), o desvio padrão (linha superior e inferior) e os valores amostrados (figura geométrica). Houve diferença significativa entre os dois grupos tanto na riqueza de espécies ($P < 0.0001$, muito significativo, $t = 6.771$, $gl = 41$) quanto na riqueza de formas de vida ($P < 0.0001$, muito significativo, $t = 5.594$, $gl = 41$).



CAPITULO 2: What do we know about facilitation via shared pollinators in plant communities?

Manuscrito submetido a publicação pela revista AoB Plants

OPEN ACCESS – REVIEW

What do we know about facilitation via shared pollinators in plant communities?

Fabiana O. da Silva^{1*} and **Blandina F. Viana**¹

¹Laboratory of Bee Biology and Ecology (LABEA), Biology institute at Federal University of Bahia. Barão de Geremoabo s/n, Campus of Ondina, Salvador, Bahia, Brazil, CEP 40170-210.

*Corresponding author

Corresponding author's e-mail address: fabia714@gmail.com

Running title: Silva FO e Viana BF. – Facilitation via shared pollinators in plant communities

Review article

What do we know about facilitation via shared pollinators in plant communities?

ABSTRACT

Background

The importance of facilitation in the organization and maintenance of biodiversity and its restoration potential of plant communities promoted the completion of work focused on this theme. The fact that none of the most recent reviews have synthesized existent information about indirect facilitation by pollinators complicates the required evaluation of its representativeness and implications on the parameters routinely used as descriptors of biological communities.

Scope

This review discusses works on facilitation in terrestrial plant communities published within the last 17 years (1994-2010) in ecological literature. Indirect facilitation via pollinators is approached in 21 (16%) of the 129 articles found, while 108 are dedicated to other interactions, thus following the growing trend in the number of publications. Studies on indirect facilitation via pollinators have similar trends and difficulties already identified for the direct ones. Both are developed under the stress-gradient hypotheses in stressful habitats.

Conclusions

Indirect facilitation via shared pollinators may occur more often than current known, but it remains underappreciated in comparison to the direct facilitative interactions studies. Traits related to facilitation via shared pollination influencing communities are generalist insect pollination, synchronous flowering and divergent flower morphology. Diffuse facilitation is more common and has greater influence in community diversity than pair-wise interactions. The controversy about whether facilitation restricts itself to positive interactions between members of the same trophic level, the difficulty to differentiate between mutualistic and facilitative interactions, and the prevalence in studies of plant-pollinator interaction focusing on direct trophic interactions under mutualistic direction.

KEY-WORDS: Facilitation, nurse plants, pollination, facilitative mechanisms,

INTRODUCTION

Facilitation has its historic origin in the twentieth century, linked to the development of community ecology and integrated into the framework of niche theory (Clements, 1916; Gleason, 1926; Callaway, 2007); however research on facilitation was stimulated, since the 1990s, by its insertion in some of the most important present-day themes on ecology, including the role of biodiversity in the functioning of ecosystems and the global impacts of climate change on biodiversity (Hooper *et al.*, 2002; Cavieres and Badano, 2009; Delord, 2009). The amount of knowledge accumulated until now allows us to recognize facilitation's relevance to ecosystem restoration and to understanding species' responses in plant communities to processes driven by environmental change (i.e. the invasion of species and global changes) (Hacker and Gaines, 1997; Bruno *et al.*, 2003; Michalet *et al.*, 2006; Bracken *et al.*, 2007).

Facilitation is an interaction between species that positively affects the survival capacity of at least one of the species involved (Bertness and Callaway, 1994; Stachowicz, 2001). This concept, applied before solely to direct, non-trophic interactions between pairs of physiologically independent plant species (Callaway, 1995; Callaway *et al.*, 2005), has come to include indirect interactions mediated by a third (Jones and Callaway, 2007) or multiple organisms (Sargent and Ackely, 2008), be they animals or plants (Bronstein, 2009).

Within a community, facilitative interactions can act as an ecological filter that regulate plant populations and determine the ecological composition and characters of species in the community on a local scale (Tirado and Pugnaire, 2003; Michalet *et al.*, 2006; Valiente-Banuet *et al.*, 2006; Valiente-Banuet and Verdu, 2007; Sargent and Arckly, 2008; Verdú *et al.*, 2009). By emphasizing the positive role of these interactions in biodiversity maintenance, facilitation introduces itself into the research program of Biodiversity and Ecosystemic Functions (BFE) (Scarano and Diaz, 2004). Theoretical and experimental studies about the effects of facilitation on the organization of communities traditionally adopt the perspective of the mechanistic paradigm (Tirado and Pugnaire, 2003; Michalet *et al.*, 2006), which in agreement with Delord (2009) is one of the three paradigms (probalistic, mechanistic, and organicist) linked to the BFE program, recognizing the functional differences between the species and lays the foundation for niche theory, which emphasizes the role of these interactions in community formation (Chase and Liebold, 2001).

The effects of facilitation on communities can be studied in terms of functional groups, due to evidence that the characteristics of the species and not only their identity (Hooper *et al.*, 2002; Cardinale *et al.*, 2007; Jonsson, 2008) affect the ecological processes, even when a specific abundance shows itself useful as a starting point (Scarano and Diaz, 2004; Perrings *et al.*, 2010).

Thus, one of the explanatory mechanisms related to the responses from ecological processes (i.e. facilitation) in communities and ecosystems, facing changes or loss of species or functional groups (Jonsson, 2008), is the effect of niche complementarity. The positive responses generated by complementarity may result from niche differentiation (Tilman, 1999) or facilitation (Loreau and Hector, 2001). Facilitation eases the effects of competitive interactions and expands the capability of resource utilization beyond the predictions derived from the conception of realized niche of a given species (Bruno *et al.*, 2003) and therefore can generate and maintain biodiversity (Loreau and Hector, 2001). In line with this assumption, the loss of a species that participates in facilitative interactions would negatively affect the functioning of the ecosystems (Jonsson, 2008).

The majority of studies available regarding facilitation involves the direct responses of interactive species and fit within the stress-gradient hypothesis (Callaway, 2007; Brooker *et al.*, 2008). According to this hypothesis, facilitation is more apparent and influential under environmental conditions varying from moderate to high (Bertness

and Callaway 1994; Callaway *et al.*, 2002; Scarano *et al.*, 2001; Scarano, 2002; Callaway, 2007; Maestre *et al.*, 2009), with few exceptions that demonstrate the importance of facilitation in favorable environments (Oesterheld and Oyarzabal, 2004; Kikvidze *et al.*, 2006; Duarte *et al.*, 2006). In stressful environments, direct facilitation involving nurse plants is important and acts through generative mechanisms of environmental gradients and safe biogenic habitats (Franco and Nobel, 1989; Pugnaire *et al.*, 1996; Verdu and Valiente-Banuet, 2008; Alvarez *et al.*, 2009; Bisigato *et al.*, 2009).

Indirect facilitation, on the other hand, involves mechanisms to attract pollinators, dispersers, nutritional flows, and the mitigation of competitive interactions (Brooker *et al.*, 2008, Bronstein, 2009). Authors argue that the occurrence of indirect facilitation can depend on complementarity in the interaction between species and thus, it can depend on the identity or characteristics of the organisms involved (Brooker *et al.*, 2008).

The pollinators, upon promoting pollen flow between flowering plants, carry out a fundamental role in plant reproduction and contribute to the maintenance of biodiversity in natural ecosystems and agroecosystems (Buchmann and Nabhan, 1996; Hooper *et al.*, 2002). Thus, facilitation mediated by pollinators, occurring between plants on a small spatial scale, promotes the reproductive success of certain plant species, increases biodiversity, and it makes coexistence viable (Milchunas and Noy-Meir, 2002; Moeller, 2004; Callaway *et al.*, 2005; Ghazoul, 2006). Sargent and Ackerly (2008) argue the importance of including facilitative interactions between plants mediated by pollinators in the understanding of patterns of coexistence in communities, taking into account the ecological context.

The fact that none of the recent analyses has synthesized existent information about indirect facilitation via pollinators complicates the needed evaluation of its representativeness and its implications on the parameters used routinely as descriptors of biological communities. Thus, this review assembles and analyzes the literature regarding direct and indirect facilitation via pollinators in terrestrial plant communities aiming: (1) to become familiar with the state of the skill, (2) to quantify over time the works about facilitation via pollinators in communities, and (3) to detect any knowledge gaps about this topic.

MATERIALS AND METHODS

Database

The bibliographic survey about facilitation in terrestrial plant communities was performed between the months of December 2010 and January 2011. The research was completed through the electronic periodical database, ISI Web of Science® (1994–2010) using the following combinations of key words: “facilitation” AND “plant community structure” AND “plant community organization”, “facilitation” AND “plant pollinator”. This procedure was adopted in order to avoid the generation of an exhaustive list of articles involving pairs of species, many of which are already included in recent reviews (i.e. Callaway, 2007). The selection of works about facilitation via pollinators was done by inspection of the targeted key words and by reading the abstracts of papers on indirect facilitation. The bibliographic database used in this study does not include theses, dissertations, or articles published in unindexed periodicals.

The inclusion criteria adopted in this review aimed to select studies with a focus on community level that: (a) document direct and indirect facilitative interactions involving at least three species, and describe interspecific effects on a given target species or groups of species within terrestrial plant communities; and (b) register case studies with pairs of species, involving founding species, which have a large impact on the entire community (Wright and Jones, 2004). Articles focusing on the same systems (studied organisms) and environment (study area), or other works that deepen previous research were not included. The exclusion of articles about trophic interactions between plants and pollinators and/or dispersers aims to guarantee that the articles analyzed here are coherent and embedded into the framework of facilitation research. In addition to these criteria, the journals' five-year impact factor and the number of citations of the articles by other authors were also considered for inclusion in this analysis.

Analysed parameters

The standardized analysis of the articles was guided by 37 pre-defined items from the reading of general theoretical articles, four of which (items 34 through 37) specifically targeted articles on indirect interactions via shared pollinators summarized in the meta-analysis table (Table 1). Based on the information gathered, quantitative measurements were taken regarding the characteristics of these works. For the

information collected, scientometric analyses were completed, identifying general patterns and determining the evolution over time of global trends in scientific literature about facilitation in plant communities.

Given the preponderance of empirical studies, we include the following classification of the aforementioned seeking a more explicit definition of the type of information generated (according to Callaway, 1995): A = correlative evidence and M = experimental evidence. In the first case, studies find correlations between variables, which can indicate possible causes or areas of future investigation. The second type of evidence suggests a casual relationship between variables which may indicate mechanisms that operate within the interaction and which are obtained from experiments. It was also noted whether such evidence was obtained from natural populations (FE = field experiment) or from artificial populations represented by plants in pots or in greenhouses (LAB = laboratory evidence).

Those response variables that were in fact measured or estimated from the species group or target species in each study were drawn from empirical studies. For beneficiary species, these can be a measurement taken at a populational level (i.e. population size, growth rate, or relative abundance) or from a community (i.e. biomass, abundance, density - measured by number of individuals, coverage of a given area, evenness, taxonomic diversity, or life forms). Dependent variables were also analyzed, generally associated with stress factors (i.e. intensity of herbivory, intensity of abiotic factors, and resource availability). Whenever possible, the type of relationship observed between dependent and independent variables in the studies about facilitation via pollinators (FVP) was recorded.

The scope of facilitative interactions and the derived benefits from each of them were categorized according to Bronstein (2009): Ant protection (AP) (Tradeoff: protection against natural enemies in exchange for trophic resources), Associational defence (AD) (Neighbours mutually protect each other against natural enemies), Nutritional symbiosis (NS) (in general, it involves the mutual exchange of limiting nutrients), Associational growth (reciprocal) (AGR) – reciprocal improvement of the habitat by neighbours - (via stress moderation, increasing access to nutrients, etc.), Associational growth (unilateral) (AGU) – unilateral improvement of the habitat by a neighbour (via stress moderation, increasing access to nutrients, etc.), Shared mutualistic attraction (SMA) (Neighbours mutually attract pollinators and dispersers). For comparative means, we added the articles about facilitation via pollinators to the

FVP category and all other direct and indirect interactions to the OTHERS category according to indications in the text.

Utilized facilitation concepts

In this review, we adopt the most comprehensive definition of facilitation, considering it to be non-trophic interactions, either direct or indirect, that benefit at least one of the species involved possibly effecting the facilitator in a neutral, positive, or negative way (i.e. Bruno *et al.*, 2003; Callaway, 2007).

We consider the concept of direct facilitation proposed by Callaway (1995), which embodies interactions in that a partner directly influences the other without intermediation by another organism, whose most well-known syndrome is that of nurse plants. These are positive, non-trophic, interspecific interactions where the nurse species (benefactor or facilitator) increases the average fitness of a given species (beneficiary or facilitator) and, consequently, the chances of co-occurrence between the species (Callaway, 2007). This type of facilitation was typified in our study under “associated growth (unilateral)” (sensu Bronstein, 2009).

Under the definition of indirect facilitation, we include those interactions in which a third living entity (organism) or a non-living entity (i.e. an abiotic resource) influences the interaction (sensu Jones and Callaway, 2007), or involves the positive combined effect of many species (diffuse facilitation, sensu Sargent and Ackerly, 2008) on the target species’ fitness. Therefore, in this study, we quantify and distinguish indirect interactions, according to the number of interacting species, in those mediated by a third organism and diffuse facilitation.

For the classification and analysis of interactions mediated by a pollinator, the main focus of this study, we consider two types of indirect facilitation: via a third organism and diffuse facilitation, included in the category “shared mutualistic attraction” (sensu Bronstein, 2009), in which the positive effects result from a mutual attraction between pollinators and neighbors. The only studies reported here are those that demonstrate the role of heterospecific neighbors in their attractiveness and, consequently, the ecological aptitude of another plant species.

Utilized variables in the studies and facilitative mechanisms

In total, 319 publications were gathered whose abstracts were reviewed for the pre-selection of the articles’ adequacy with respect to the inclusion criteria previously

defined and described below. Additional references were obtained from the lists of citations within these articles. Of these, 129 were used in this study upon focusing on facilitation in terrestrial plant communities, 21 of them referring to facilitation mediated by a pollinator while 109 discuss other interactions. The list of articles with the references used and their research centers is located in [**see ADDITIONAL INFORMATION**].

In the studies reviewed, facilitators are vascular plants (n = 119 articles, 92%). The analysis of these articles also reveals differences regarding the type of correlated variable in the studies involving direct facilitation (nurse plant) and indirect facilitation via a pollinator. For direct facilitation, the most frequently measured variables involve the measurement of aerial biomass production (i.e. height, base area, density, abundance), measurements of taxonomical diversity or life forms (i.e. prosperity, composition), patterns of association (i.e. species distribution, evaluation of the relative neighbour effect – RNE index), and measurements of plant performance (i.e. emergency (seed bank density), growth (seedling density), survival (mortality rate), reproductive performance (i.e. number of flowers, fecundity (seed and fruit production))).

In direct facilitation (nurse plants), principally mechanisms associated with the mitigation of abiotic conditions are enacted. While in indirect facilitation, the facilitative mechanisms involve the supplying of refuge from herbivory, competition liberation, and attraction of pollinators (Table 2). Refuge from herbivory is a type of facilitation that exercises an important ecological role in community dynamics and diversity, especially in areas submitted to grazing (Fidelis *et al.*, 2009). This suggests that the relevance of a determined type of indirect facilitation is associated with the ecological context, in function with predominant stress factors.

In interactions mediated by pollinators, facilitation results from the shared attraction of pollinators that search for resources from two or more species (Table 3), which may be closely related taxonomically (Sargent & Ackerly, 2008) or not (Duffi and Stout, 2008). In some cases, the positive effects of floral visitors are detected in facilitative species, in terms of rate of visitation, and the formation of fruits and seeds (Molina-Montenegro, 2008; Duffi and Stout, 2008). In other cases, the mediator facilitation organism searches for a floral resource and pollinates only one of them (Hansen *et al.*, 2007).

In empirical studies about facilitation via pollinators, the independent variable is generally associated with the overlap of flowering and the distance in relation to other flowering species, both of which are determining behavioural factors of pollinator visitation. These studies record the positive relationship between the selected independent (explanatory) variables and the dependent (response) variables. The explanatory variables express the facilitator's characteristics with respect to beneficiary species, while the response variables interfere in the reproductive process of plants that depend upon pollen vectors. Therefore, the response variables are related to the pre- and post-pollination mechanisms (Table 4).

Pre-pollination mechanisms are related to the stages of the pollination process which interfere with pollen deposition and are accessed by means of parameters inherent to pollinator communities (i.e. prosperity, abundance, frequency, and diversity) and the rate of pollen removal and deposition. Post-pollination mechanisms are related to the stages of pollen germination and ovule fertilization and are expressed by measures of reproductive parameters in the beneficiary species, principally, in the production of fruit and seeds.

The studies indicate that the simultaneous flowering of different species facilitates the pollinator's visitation, resulting in the increase of seed production (i.e. Moeller, 2004; Ghazoul, 2006). With respect to floral morphology, the facilitative species and the beneficiary species present different floral forms (62%), while the same floral form occurs in 24%, where the mechanisms acting in both situations are different. In the first case, co-flowering plants jointly maintain pollinators' abundance; while in the second neighbouring plants collectively attract pollinators (Moeller 2004).

Facilitation has been suggested to influence floral traits and improve plant fitness even before the time range of this survey (Macior, 1971; Straw, 1972; Bobisud and Neuhaus 1975), as an alternative explanation to competition both in taxonomically related (Schemske 1981, Moeller 2004) and unrelated taxa (Carvalho et al 2011). The most common traits associated to facilitation via pollinators in sympatric species are floral mimicry (Schemske, 1981), pollinator sharing (Hegland and Totland, 2005; Molina-Montenegro *et al.*, 2008) and synchronous flowering (Macior, 1971; Takiki *et al.*, 2010), especially in self-incompatible species. One of the common mechanisms, associated with the morphological similarity of flower, is called "deceit," where resource-less species benefit from simultaneous flowering with resource-producing species, which attracts pollinators during foraging (Moeller, 2004).

The studies surveyed highlight the importance of insects, mainly bees, and morphologically different flowers in facilitation of pollination, despite the arguments that facilitation leads to phenotypic clustering (Sargent & Ackerly, 2008). It is not surprisingly, since insects, especially bees, are dominant and more important pollinators in natural and managed ecosystems (Buchmann and Nabhan, 1996). Bees are able to discriminate flower types and so are influenced by flower diversity (Moeller, 2004; Ghazoul, 2006; Carvalheiros *et al.*, 2011).

In the studies analyzed, the mediation of generalist floral visitors is the majority (52%) while specialist visitors represent 19%, which conforms to the spread and dominance of generalist pollination system in natural ecosystems. Facilitation of pollination was diffuse in most of the analysed papers, when the combined effects of many species have a positive influence on the fitness of a target species; in some cases, all species seems to interact positively with each other. Fewer cases address positive effects of pair-wise interactions in communities.

Generally, facilitation via pollinators is not obligatory because the species involved are able to persist in the absence of a facilitator. This happens because many plant species, apparently vulnerable to the loss of pollinators, possess compensatory mechanisms (i.e. self-pollination, alternative pollen vectors, vegetative reproduction) that reduce the effects of pollination failure (Proctor *et al.*, 1996). However, the loss of interaction may considerably reduce medium- to long-term reproductive success due to consequential inbreeding which leads to low genetic diversity.

However, the sharing of pollinators does not always favor the reproductive success of the plants involved due to the risk of contamination with exogenous pollen that can cause stigma clogging and thus, conspecific pollen loss (Richards, 1986).

Accordingly, segregation in flowering is an efficient strategy to avoid competition for pollinator visitation to reduce contamination by pollen of other species and to guarantee reproductive isolation (Lack, 1982). Thus, when facilitation involves generalist pollinators, aggregation or segregation in flowering depends on the relative magnitude of the facilitation with respect to the competition in the pollination process (Richards, 1986; Dafni *et al.*, 2005).

GENERAL PATTERNS

It can be seen in Figure 1 that scientific literature on facilitation exhibits an increasing trend with the most significant increase of articles published in the last decade.

These articles are distributed in 41 periodicals, the majority of which being specific to the area of ecology with some exceptions such as *New Phytologist* and *Botany*, which are related to interface areas such as botany, and *PNAS (Proceedings of the National Academy of Science in the United States)*, which publishes articles in diverse areas. Thus, articles on facilitation published in periodicals, such as *Trends in Ecology and Evolution* (16,853), *Ecology Letters* (11,246), and *PNAS* (9,432), have had a high impact factor within the past five years (Table 5).

Research groups and/or researchers on facilitation are distributed worldwide, with the greatest centers of research generation and knowledge dissemination situated in Europe and North America, represented by Spain (11) and the United States (23), respectively (Figure 2). Collaboration between researchers is greater between groups within the same country than between countries [**see ADDITIONAL INFORMATION**]. In global terms, Regan Callaway, from the University of Montana in the United States, is the most influential researcher and defender of facilitation theory, whose empirical bases are founded on direct interactions (nurse plants) in high-altitude communities (Callaway, 1995, 1997, 1998; Callaway *et al.*, 2002), which contributes to maintaining the focus of research on facilitation in nurse plant interactions.

South American countries like Brazil, Bolivia, Argentina, and Chile are emerging on the scene, however still timidly, as generators of knowledge in this area (Figure 2). The exchange of information and research within partnerships has contributed greatly to the increase of bibliographic production on facilitation in Latin America. Brazil has less scientific publications on facilitation than Argentina and Chile, signalling that the inclusion of this new approach is still in the beginning steps among Brazilian research groups. The largest part of bibliographic production on facilitation in Brazil was completed by research group members based at the Federal University of Rio de Janeiro (UFRJ), who investigated the role of nurse plants in ecosystems of the Atlantic vegetation complex: the Brazilian Atlantic forest (*Mata Atlântica*) *sensu stricto*, restingas, high plains, swamps, and rocky outcrops (Scarano, 2002). There are several research groups in Brazil that study interaction between plants and pollinators, but none of them has developed research under the direction of facilitation theory. The research groups dedicated to the study of these plant-pollinator interactions emphasize competition, this being the historic focus adopted to explain the organization of biotic communities.

One hundred one cases of direct interactions and 54 cases of indirect interactions were detected in the analysis, some of these works addressing both types of interactions (Table 2). Articles about facilitation mediated by a pollinator represent only 16% of the literature about facilitation, and its dispersion among periodicals is also quite minimal (14) in comparison with other types of facilitative interactions (36) (Figure 1, Table 4).

In terrestrial communities, both works about direct facilitation and those about facilitation via shared pollinator are predominantly empirical, while theoretical studies are numerically less expressive (Figure 3B). As a result, there is a lack of predictive models to direct future research on facilitation (Pickett *et al.*, 2007; Brooker *et al.*, 2008).

The emphasis on direct facilitation among the analyzed articles in comparison to indirect facilitation, especially through pollinator sharing, has diverse motivations. One of the most important of these being that it was the first type of facilitative interaction detected and its importance was recognized in the process of ecological succession (Callaway, 2007). The ease to detect and count on a considerable amount of empirical studies about direct facilitative interactions, compared to indirect facilitative interactions, stands out even more.

The history of this research and the accumulation of empirical data about direct facilitation vies for a greater expressiveness from review and meta-analysis articles (see Hunter and Aarssen, 1988; Callaway, 1995; Bruno *et al.*, 2003; Flores and Jurado, 2003), with respect to those mediated by pollinators (Figure 3A). The empirical investigations about direct facilitation are lead by the Stress-Gradient Hypothesis (SGH), just as mentioned in previous reviews (Callaway 1995, Gomez-Aparicio *et al.*, 2004, Maestre *et al.*, 2005; Lortie and Callaway, 2006; Brooker *et al.*, 2008). This hypothesis predicts an increased frequency in facilitative interactions with increasing physical stress and consumption pressure.

The main guiding hypothesis of interest in indirect interactions, including those mediated by pollinators, involves the potential role of facilitation as an attenuator of competitive interactions (Levine, 1999), as well as other negative interactions like parasitism and predation, at the expense of mutualistic interactions (i.e. facilitation mediated by a pollinator) (Brooker *et al.*, 2008). Originally, indirect interactions are addressed in other theoretical fields, like competition or predation (i.e. associational

defense) and mutualism (i.e. interactions mediated by pollinators, dispersers, mycorrhizal fungi).

Researchers with noted contribution to the theoretical field on facilitation (Brooker *et al.*, 2008; Brooker and Callaway, 2009; Pakeman *et al.*, 2009) synthesize the most relevant tendencies and conclusions of the symposium, *Facilitation in Plant Communities* (April 20-22, 2009, University of Aberdeen, Scotland, UK), promoted by the British Ecological Society that united numerous researchers with recognized performance in the area. The presented works at this symposium were bound in a special edition of the *Journal of Ecology* (v.97, 2009), where conceptual themes and general theoretical aspects were emphasized by the authors. The connection that facilitation has with biodiversity, be it on an ecological (Cavieres and Badano, 2009) or evolutionary scale (Verdú *et al.*, 2009), and its practical application to environmental restoration (Badano *et al.*, 2009) still generates debates and lacks more in-depth knowledge.

The terrestrial environmental context was prevalent among the empirical data. But none of the articles specifically addressed indirect facilitation via pollinators, proving the little emphasis attributed to this type of indirect facilitation. Notwithstanding, some testable hypotheses about indirect facilitation of the associational defense type, which is related to herbivores and competitors, summarized by Brooker *et al.*, (2008), are applicable to facilitation mediated by pollinators. These hypotheses were constructed with the ideology of resource competition as their foundation, and they propose that indirect facilitation is most probable (1) when the causes of competition vary between pairs of species within a community, (2) when various limiting factors co-occur within a community, and (3) in communities rich with species where indirect facilitation would be the principal form of facilitation.

Nevertheless, the causes indicated as hindrances to the advancement of knowledge about facilitation via pollinators continue to be: (1) the controversy regarding whether facilitation occurs solely when there is positive interaction between members of the same trophic level (Callaway, 2007), (2) the difficulty of differentiating between mutualistic and facilitative interactions and vice versa (Bronstein, 2009), (3) the studies' focus on plant-pollinator interaction, normally investigated in terms of direct trophic interactions, under mutualistic direction, and (4) the influence of the competition paradigm in studies about pollination between co-occurring species.

The classic studies conducted under mutualistic direction are of a phenomenological nature, based on case studies involving pairs of species (Faegri & van der Pijl, 1979). Many investigate the role of pollination on the fitness of the species involved (Richards, 1986) and on ecosystemic function (Morris, 2003). The studies about plant-pollinator interaction on the community level, performed in different Brazilian biomes (i.e. Viana *et al.*, 2006; Rodarte *et al.*, 2008), are not mentioned in this review since they describe the trophic relationship and do not test the effects of interaction on the fitness of the species involved.

Within the scope of pollination ecology, the generation of knowledge about a determined pattern or process can be extended by the combined application of the mutualistic and facilitative theories. Since the first concentrates on the trophic relationship and the second on non-trophic interactions of the same interactions, the two approaches generate different information. Under mutualistic direction, the emphasis of pollination studies is centered on the morphological and physiological aspects of flowers, related to their biology and to the behavior of their visitors; in other words, they generate basic information to better the understanding of the pollination process and plant reproduction (Richards, 1986; Proctor *et al.*, 1996). Facilitation, on the other hand, investigates the influence of co-occurring plant species in the attraction of pollinators, and not the trophic interaction between plants and their pollinators. In view of this, little information is presented about the biology of the visitors and pollinators, concentrating mostly on the responses of pollinator communities (i.e. abundance, visitation frequency) face-to-face with the characteristics of the involved plant species. Thus, the recognition of plant characteristics (i.e. floral morphology, resources, flowering), determinants for the attraction of pollinators, constitutes a crucial aspect in order to establish the experimental design and the selection of appropriate explanatory variables. Therefore, the largest integration between pollination biology and facilitation is the pre-requisite for the development and testing of hypotheses on facilitation. However, in countries with high biodiversity such as Brazil, there is a lack of information about interactions between species for many plant taxa and associated floral visitors (Pinheiro-Machao and Silveira, 2006).

The empirical studies extracted from the analyzed articles are predominantly experimental and, with less frequency, observational, while only 25% of the studies employ both methods (Figure 3B). In general, indirect facilitation mediated by a

pollinator is investigated in natural populations, utilizing field experimentation and observation (Figure 4A). Studies with artificial populations in a community are scarce, occurring only in some studies about nurse plants (Figure 4A). In their majority, the studies aim to test facilitative mechanisms, although the detection of correlation between variables is important as they generate new hypotheses upon testing (Figure 4B).

The study areas are spread throughout almost every continent and they have a wide geographic range (lat. 50° N to 50° S; long. 120° W to 172° E), however the studies regarding interactions mediated by pollinators have a smaller geographic range (lat 36° S to 60° N; long 57° E to 96° W). In general, the global distribution of the study locations between countries reflects the localization of research centers and researchers, most abundant in Europe (45%) and North America (27%) (Figure 5A). South America's representation was inferior only to that of Europe, as much in number of study sites (22%) and number of countries (21%), reflecting the growing interest of researchers from these countries in the topic and the intensification of international cooperation, especially with the United States and European countries. The fact that empirical studies are directed to test a single general model, the stress-gradient hypothesis, significantly influences the choice of environment and, consequently, the types of predominant environmental stress on the studied locations. The empirical data on facilitation is generated, principally, in regions with a temperate climate (75%), even when the studies about FVP are analyzed separately (Figure 5B). The prevalent climatic regimens are of the semi-arid (32%) and arid type (25%), also with areas with a Mediterranean (16%) and a sub-Alpine (2%) climate. Other climate types characterized by less stressful abiotic conditions, such as the sub-humid, humid, and oceanic conditions, occur in 19% of the studies. Thus, the majority of empirical data was generated in stressful environmental contexts, be it of an abiotic (132 cases, 87%) or biotic nature (19 cases, 13%), the latter being represented by competitive interactions or predation.

Stress factors can be classified as resources (i.e. availability of water, nutrients, and substrate) or non-resources (i.e. environmental factors, herbivoric interactions, competition). The latter was verified in 87 studies (58%) while the former was verified in 64 (42%). Environmental factors to which species can be subjugated in interaction are luminosity, temperature, wind, movement of the substrate (i.e. dunes), and fires.

Among those not related to resources, the organisms' role is distinguished, influencing abiotic factors. Jones and Callaway (2007) argue that the species affect the abiotic environment in two ways: (1) through the utilization of resources (i.e. light, water, nutrients) and the liberation of organic and inorganic material in the environment (i.e. litter formation, mineralization), and (2) through the actions of "engineering species," which modify the physical environment (Jones *et al.*, 1994, 1997; Van Breemen & Finzi, 1998).

The concentration of empirical studies on stressful environments increases the chances of results that conform to the stress-gradient hypothesis, generating biases in the body of empirical data. Together, the studies make comparisons along gradients of abiotic stress, consumption pressure, and in different stages of development, size, and densities of interacting species, conditions pointed out by other authors as crucial in order to understand the role of this process in the structuring of communities (Callaway & Walker, 1997).

Empirical data on facilitation, as much on direct interactions as on indirect, was collected in natural or semi-natural areas (Figure 6) and with the purpose of better understanding interactions that occur above ground (98%). The interactions were studied during the growing season (or flowering for interactions mediated by pollinators), which was the case in 76% of the articles analyzed (n = 79 articles). Longer time scales, on the contrary, represent only 13% (n = 14 articles). The predominance of empirical studies of short duration reflects the recognition of facilitation's importance in non-successional communities. Moreover, they satisfactorily allow the detection of facilitative interactions and their mechanisms of operation (Table 2).

Plant coverage has a crucial role in the alteration of microsite recruitment through direct (mediated by a resource) and indirect interactions (mediated by a consumer, pollinator, or disperser) (Caccia *et al.*, 2009). The elevated number of studies in semi-natural areas, at least in part, coincides with the growing interest that facilitation arouses in the scopes of restoration theories, driven by the global scenario of accelerated loss of habitat and rates of extinctions (Naeem *et al.*, 2002; Delord, 2009). In many environments, ignorance about biotic interactions lead to the decline of plant and animal species that lost their ecological associations, even occurring in areas under formal protection (Buchmann and Nabhan, 1996; Scarano, 2001, 2002).

CONCLUSIONS and FORWARD LOOK

Facilitation is a theoretical current in development that, although recent, is coming to occupy a growing space in ecological literature. Indirect facilitation via shared pollinators may occur more often than expected, because it remains underappreciated in comparison to the direct facilitative interactions studies. Traits related to facilitation via shared pollination influencing communities are: multiple species interaction (diffuse facilitation), generalist insect pollination, synchronous flowering and divergent flower morphology.

The dissemination of facilitation in journals with a high impact factor, along with the high number of citations, reflects the scientific community's growing interest and the recognition of its relevance in ecological theory and conservation. In general, facilitation is a theoretical field that exhibits unsteadiness among theoretical approaches and empirical studies, and it lacks general models that can guide empirical studies. Both types of facilitative interaction are guided by the stress-gradient hypotheses and so are conducted in stressful habitats. The advances regarding conceptual questions widened the spectrum of facilitative interactions and consequently widened its complexity in terms of involved mechanisms and processes. At the same time, the variety of facilitative interactions contributes to the difficulty of delimiting the boundaries between facilitation and other theories in interface.

Facilitation is guided by the ecological mechanistic paradigm that attributes a functional role to the species that make up a community who are, therefore, susceptible to being grouped together by ecological attributes (functional groups), independent of kinship (Delord, 2009). The analyzed empirical studies on facilitation focus on species involved, adopt a conception of functional groups, and accumulate evidence regarding the importance of species identity in the structuring of communities and ecological processes. Yet, the emphasis on species limits the potential of generalization, once these possess variable geographic limits and different species respond differently to the ecological context.

The understanding of processes at the community level, as well as the generalizations from the "gradient hypothesis" model regarding facilitation, would be favoured by the adoption of the "ecological attributes" concept. Delord (2009) defends the adoption of this perspective for the analysis of biodiversity's role on the

function of ecosystems, in substitution to the focus on the diversity of species or of functional groups.

Studies on facilitation in terrestrial communities gather consistent evidence of its influence on the structuring of communities, be it via indirect or direct facilitation. Per recent research, facilitation can act as structurer of mutualisms and not only negative interactions like those of predator-prey and competition (Hansen *et al.*, 2007). In general, the ecological spectrum of facilitation studies needs to be expanded in promoting comparisons between environments and in developing general models that can accommodate the diversity of environmental conditions in which interactions occur. This factor restricts the practical application of facilitative interactions in the sphere of conservation and restoration of degraded areas.

It is noteworthy, however, that despite the growing interest in indirect interactions, facilitation theory still has much to gain with the most striking inclusion of indirect facilitation and greater integration with the disciplines with which it interfaces. Research about indirect facilitation mediated via a pollinator is a promising and fundamental field of study necessary to better understand its role within communities. The advancement in knowledge about indirect facilitation however must overcome some important hindrances. First, it is necessary to define which interactions are facilitative, thus aiming to improve communication with other areas correlated to ecological and evolutionary research (Pakeman *et al.*, 2009). Secondly, the historical tendency of concentrating on empirical studies in stressful environments and on direct interactions (nurse plants) must be overcome as this is the only interaction investigated exclusively under the theoretical framework of facilitation, among all types of proposed interactions in this study (Table I, *sensu* Bronstein, 2009).

ADDITIONAL INFORMATION

The following [**ADDITIONAL INFORMATION**] is available in the on-line version of this article -

File 1. Table. Publications about facilitation between 1994 and 2010 in terrestrial communities. The listed articles record (1) direct and indirect facilitative interactions, except those via pollinators (OTHERS) e (2) indirect facilitation via pollinators (FVP).

CONTRIBUTIONS BY AUTHORS

All the authors contributed to a similar extent overall'.

ACKNOWLEDGMENTS

F. O. da Silva thanks to CAPES/UFBA for the scholarship and B F Viana thanks to Brazilian National Resource Council (CNPq) for the productivity research grant (PQ 1D).

REFERENCES

- Alvarez JA, Villagra PE, Rossi BE, Cesca EM. 2009.** Spatial and temporal litterfall heterogeneity generated by woody species in the Central Monte desert. *Plant Ecology* **205**:295–303
- Badano EI, Pérez D, Vergara CH. 2009.** Love of nurse plant is not enough for restoring oak forests in seasonally dry tropical environment. *Restoration Ecology* **17**(5): 571–576.
- Bertness M, Callaway RM. 1994.** Positive interactions in communities. *Trends Ecology and Evolution* **9**:191-193
- Bisigato A, Villagra PE, Ares J. 2009.** Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: a multi-scale approach linking patterns and processes. *Journal of Arid Environment* **73**:182–191.
- Bobisud L, Neuhaus R. 1975.** Pollinator constancy and survival of rare species. *Oecologia* **21**: 263–272.
- Bracken MES, Gonzalez-Dorantes CA, Stachowicz JJ. 2007.** Whole community mutualism: Associated invertebrates facilitate a dominant habitat-forming seaweed. *Ecology* **88**:2211-2219.
- Bronstein JL. 2009.** The evolution of facilitation and mutualism. *Journal of Ecology* **97**: 1160–1170.
- Brooker RW, Maestre FT, Callaway RM, Lortie CL, Cavieres LA, Kunstler G, Liancourt P, Tielbörger K, Travis JMJ, Anthelme F, Armas C, Coll L, Corcket E, Delzon S, Forey E, Kikvidze Z, Olofsson J, Pugnaire F, Quiroz CL, Saccone P, Schiffrers K, Seifan M, Touzard B, Michalet R. 2008.** Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology* **96**: 18–34.
- Bruno JF, Stachowicz JJ, Bertness MD. 2003.** Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution* **18**: 119–125.
- Buchmann SL, Nabhan GP. 1996.** *The forgotten pollinators*. Washington D.C.: Island Press.

- Caccia FD, Chaneton EJ, Kitzberger T. 2009.** Direct and indirect effects of understory bamboo shape tree regeneration niches in a mixed temperate forest. *Oecologia* **161**:771–780.
- Callaway RM. 1995.** Positive interactions among plants. *Botanical Review* **61**: 306–349.
- Callaway RM. 1997.** Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia* **112**: 143–149.
- Callaway RM, Walker LR. 1998.** Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* **78**:1958–1965.
- Callaway RM, Brooker RW, Choler P, Kikvidze Z, Lortiek CJ, Michalet R, Paolini L, Pugnaire FI, Newingham B, Aschehoug ET, Armasq C, Kikodze D, Cook BJ. 2002.** Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* **417**: 844-848.
- Callaway RM, Kikodze D, Chiboshvili M, Khetsuriani L. 2005.** Unpalatable plants protect neighbors from grazing and increase plant community diversity. *Ecology* **86**:1856-1862.
- Callaway RM. 2007.** *Positive Interactions and interdependence in Plant Communities*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Cardinale BJ, Wright JP, Cadotte MW, Carroll IT, Hector A, Srivastava DS, Loreau M, Weis JJ. 2007.** Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **104**(46): 18123-18128.
- Carvalho LG, Veldtman R, Shenkute AG, Tesfay GB, Pirk CWW, Donaldson JS, Nicolson SW. 2011.** Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity *Ecology Letters* **14**: 251–259.
- Cavieres LA, Badano EI. 2009.** Do facilitative interactions increase species richness at the entire community level? *Journal of Ecology* **97**: 1181–1191.
- Clements FE. 1916.** *Plant Succession*. Washington, Carnegie Institution of Washington Publication.
- Chase JM, Leibold MA. 2001.** *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. Chicago: the University of Chicago press.
- Dafni A, Kevan PG, Husband BC. 2005.** *Practical Pollination Biology*. Cambridge: Enviroquest.

- Delord J. 2009.** Extinction et fonctionnement des écosystèmes. *Ciência e Ambiente* **39**: 59-62.
- Duarte LS, Santos MMG, Hartz SM, Pillar VD. 2006.** Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology* **31**: 520–528.
- Faegri K, Pijl L van Der. 1979.** *The principles of pollination ecology*. Oxford: Pergamon Press.
- Fidelis A, Overbeck GE, Pillar VD, Pfadenhauer J. 2009.** The ecological value of *Eryngium horridum* in maintaining biodiversity in subtropical grasslands. *Austral Ecology* **34**: 558–566.
- Flores J, Jurado E. 2003.** Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science* **14**: 911-916.
- Franco AC, Nobel PS. 1989.** Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. *Journal of Ecology* **77**:870-886.
- Ghazoul J. 2006.** Floral diversity and the facilitation of pollination. *Journal of Ecology* **94**:295–304.
- Gleason HA. 1926.** The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **53**:7-26.
- Hacker SD, Gaines SD. 1997.** Some implications of direct positive interactions for community species diversity. *Ecology* **78**: 1990–2003.
- Hansen DM, Kiesbüy HC, Jones CG, Müller CB. 2007.** Positive Indirect Interactions between Neighboring Plant Species via a Lizard Pollinator. *The American Naturalist* **169**: 534-542.
- Hooper DU, Solan M, Symstad A, Díaz S, Gessner MO, Buchmann N, Degrange V, Grime P, Hulot F, Mermillod-Blondin F, Roy J, Spehn E, Van Peer L. 2002.** Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. In: Loreau M, Naeem S, Inchausti P. eds. *Biodiversity and Ecosystem functioning: synthesis and perspectives*. Oxford: Oxford University press, 195-208.
- Hunter AF, Aarssen LW. 1988.** Plants helping plants. *BioScience* **38**:34–40.
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M. 1994.** Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* **69**: 373-386.
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M. 1997.** Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* **78**: 1946-1957.

- Jones CG, Callaway RM. 2007.** The third party. *Journal of Vegetation Science* **18**: 771-776.
- Kikvidze Z, Khetsuriani L, Kikodze D, Callaway RM. 2006.** Seasonal shifts in competition and facilitation in subalpine plant communities of the central Caucasus. *Journal of Vegetation Science* **17**: 77-82.
- Lack AJ. 1982.** Competition for pollinators in the ecology of *Centaurea scabiosa* L. e *Centaurea nigra* L. I – Variation in the flowering time. *New Phytologist* **91**: 297-308.
- Jonsson M. 2008.** Perda da biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas. *ECOLOGIA.INFO* 30. <http://www.ecologia.info/biodiversidade.htm>.
- Loreau M, Hector A. 2001.** Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* **412**(5): 72-76.
- Lortie CJ, Callaway RM. 2006.** Re-analysis of meta-analysis: support for the stress-gradient hypothesis. *Journal of Ecology* **94**: 7–16.
- Macior LW. 1971.** Co-evolution of plants and animals: systematic insights from plant–insect interactions. *Taxon* **20**: 17–28.
- Maestre FT, Valladares F, Reynolds JF. 2005.** Is the change of plant–plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. *Journal of Ecology* **93**: 748–757.
- Maestre FT, Callaway RM, Valladares F, Lortie CJ. 2009.** Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *Journal of Ecology* **97**: 199–205.
- Milchunas DG, Noy-Meir I. 2002.** Grazing refuges, external avoidance of herbivory and plant diversity. *Oikos* **99**:113-130.
- Michalet R, Brooker RW, Cavieres LA, Kikvidze Z, Lortie CJ, Pugnaire FI, Valiente-Banuet A, Callaway RM. 2006.** Do biotic interactions shape both sides of the humped-back model of species richness in plant communities? *Ecology Letters* **9**: 767–773.
- Moeller DA. 2004.** Facilitative interactions among plants via shared pollinators. *Ecology* **85**:3289–3301.
- Molina-Montenegro MA, Badano EI, Cavieres LA. 2008.** Positive interactions among plant species for pollinator service: assessing the ‘magnet species’ concept with invasive species. *Oikos* **117**: 1833-1839.
- Morris WF. 2003.** Which mutualists are more essential? Buffering of plant reproduction against the extinction of pollinators. In: Kareiva P, Levin SA, eds. *The*

importance of species: perspectives on expendability and triage. Princeton: Princeton University press, 260-280.

Naeem S, Loreau M, Inchausti P. 2002. Biodiversity and Ecosystem functioning: the emergence of a synthetic ecological framework. In: Loreau M, Naeem S, Inchausti P, eds. *Biodiversity and Ecosystem functioning: synthesis and perspectives*. Oxford: Oxford University press, 3-17.

Oesterheld M, Oyarzábal M. 2004. Grass-to-grass protection from grazing in a semi-arid steppe: Facilitation, competition, and mass effect. *Oikos* **107**: 576-582.

Pakeman RJ, Pugnaire FI, Michalet R, Lortie CJ, Schiffers K, Maestre FT, Travis JMJ. 2009. Is the cask of facilitation ready for bottling? A symposium on the connectivity and future directions of positive plant interactions. *Biology Letters* **5**: 577–579.

Pickett STA, Kolasa J, Jones CG. 2007. *Ecological Understanding*. Oxford: Elsevier.

Pinheiro-Machado C, Silveira FA. 2006. Surveying and monitoring of pollinators in natural landscapes and in cultivated fields. In: Fonseca VLI, Saraiva AM, Jong DD, eds. *Bees as pollinators in Brazil: Assessing the status and suggesting best practices*. Ribeirão Preto: Holos, 25-37.

Pugnaire FI, Haase P, Puigdefabregas J. 1996. Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos* **76**:455–464.

Proctor M, Yeo P, Lack A. 1996. *The natural history of pollination*. London: Harper Collins.

Richards AJ. 1986. *Plant Breeding system*. London: George Allen & Unwin.

Rodarte ATA, Silva FO, Viana BF. 2008. A flora melitófila de uma área de dunas com vegetação de caatinga, Estado da Bahia, Nordeste do Brasil. *Acta Botânica Brasílica* **22**(2): 301-312.

Sargent RD, Ackerly DD. 2008. Plant-pollinator interactions and the assembly of plant communities. *Trends in Ecology and Evolution* **23**(3): 123-130.

Scarano FR, Duarte HM, Ribeiro KT, Rodrigues PJFP, Barcellos EMB, Franco AC, Brulfert J, Deléens E, Luttge U. 2001. Four sites with contrasting environmental stress in southeastern Brazil: relations of species, life form diversity and geographical distribution to ecophysiological parameters. *Botanical Journal of Linnean Society* **136**: 345-364.

- Scarano FR. 2002.** Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. *Annals of Botany* **90**:517–524.
- Scarano FR, Dias ATC. 2004.** A importância de espécies no funcionamento de comunidades e ecossistemas. In: Coelho AS, Loyola RD, Souza MBG, eds. *Ecologia teórica: desafios para o aperfeiçoamento da Ecologia no Brasil*. Belo Horizonte: O Lutador, 43-60.
- Schemske DW. 1981.** Floral convergence and pollinator sharing in two bee-pollinated tropical herbs. *Ecology* **62**: 946–954.
- Stachowicz JJ. 2001.** Mutualism, Facilitation, and structure of ecological communities. *BioScience* **51**(3): 235-239.
- Straw RM. 1972.** A Markov model for pollinator constancy and competition. *American Naturalist* **106**: 597–620.
- Tilman D. 1999.** The Ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* **80**(5): 1455–1474
- Tirado R, Pugnaire FI. 2003.** Shrub spatial aggregation and consequences for reproductive success. *Oecologia* **136**: 296-301.
- Van Breemen N, Finzi AC. 1998.** Plant-soil interactions: ecological aspects and evolutionary implications. *Biogeochemistry* **1-2**: 1-19.
- Valiente-Banuet A, Rumebe AV, Verdú M, Callaway RM. 2006.** Modern Quaternary plant lineages promote diversity through facilitation of ancient Tertiary lineages. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**: 16812-16817.
- Valiente-Banuet A, Verdú M. 2007.** Facilitation can increase the phylogenetic diversity of plant communities. *Ecology Letters* **10**: 1029–1036
- Verdú M, Rey PJ, Alcantara JM, Siles G, Valiente-Banuet A. 2009.** Phylogenetic signatures of facilitation and competition in successional communities. *Journal of Ecology* **97**: 1171–1180.
- Viana BF, Silva FO, Kleinert AMP. 2006.** A flora apícola de uma área restrita de dunas litorâneas, Abaeté, Salvador, Bahia. *Revista Brasileira de Botânica* **29**: 13-25.
- Wright JP, Jones CG. 2004.** Prediction effects of ecosystem engineers on patch-scale species richness from primary productivity. *Ecology* **85**(8): 2071–2081.

Table 1: Criteria used for analysis of articles about facilitation in plant communities published within the last seventeen years (1994-2010). The categories corresponding to each item are listed in the right-hand column. For all criteria, the non-applicable category was also included. In the “artificial communities” item, studies that construct communities or utilize plants isolated in pots were included. In the beneficiary and benefactor (facilitator) species item, “general” indicates a benefit to, or impact of the surrounding vegetation in general (according to Brooker *et al.*, 2008).

Meta-analysis Items	Categories
1. Year	
2. Author(s)	
3. Author’s institution’s address	
4. Name of the publication	
5. Volume (number), pages	
6. Country of study (first author’s country of origin)	
7. Nature of the study	Empirical, review, Meta-analysis, Modeling, Conceptual, Opinion, Editorial
8. Nature of the method	Descriptive, bibliographic research, observational (sampling), experimental, modeling, meta-analysis
9. Nature of the objectives	Descriptive, to establish relationships, explicative (mechanism test), modeling, review
10. Type of empirical study	FE = Field experiment, LAB = Laboratory/plants in vessels/ greenhouse
11. Type of empirical data generated by the study	A = Evidence of correlation, M = Evidence by experiment
12. Location of the study	Country name
13. Geographic coordinates	Latitude and longitude
14. Biome/ Eco-region/ Climate zone	1. Tropical (including subtropical) 2. Temperate (including boreal)
15. Type of habitat	1. Natural, 2. Semi-natural, 3. Artificial
16. Ecological weather	1. Growing season (GS), 2. Community succession (CS)
17. Ecological partitions	1. Below ground, 2. Above ground, 3. Both

18. Stress type	1. Recourse, 2. Non-recourse
19. Other interactions (mentioned in the study)	1. Positive, 2. Negative
20. Relative importance of the facilitation (compared to other detected interactions in the study)	1. Large, 2. Small, 3. Insignificant
21. Type of facilitative interaction	1. Protection for ants, 2. Associational defense, 3. Shared mutualistic attraction, 4. Nutritional symbiosis, 5. Associational growth (reciprocal), 6. Associational growth (unilateral)
22. Beneficiary (facilitated)	1. One species, 2. More than one species
23. Facilitator	1. One species, 2. Up to two species, 3. General (various species)
24. Possible effect on the facilitator	1. Positive, 2. Negative, 3. Neutral
25. Nature of the facilitator	1. Biotic, 2. Abiotic, 3. Both
26. Involved trophic level	1. Same, 2. Different
27. Type of relationship between facilitator and beneficiary	1. Direct, 2. Indirect
28. Analyzed level of biological organization (sample unit)	1. Individual, 2. Population, 3. Community
29. Degree of interaction specialization	1. Species-specific, 2. Generalist
30. Degree of interdependency	1. Obligatory, 2. Optional
31. Response variable (measurement used)	1. Quantitative, 2. Qualitative
32. Explanatory variable (independent)	1. Quantitative, 2. Qualitative
33. Detected relationship between the explanatory and response variables	1. Directly proportional, 2. Inversely proportional, 3. Absence of a relationship, 4. Unspecified
34. Visitor's identity	1. Scientific name, 2. Other specification
35. Trophic specialization	1. Generalist, 2. Specialist
36. Sociality	1. Social, 2. Solitary
37. Pollinator's sampling method	1. Pan-trap, 2. Nest trap, 3. Entomological network, 4. Focal observation, 5. Counting of visit frequency, 6. Translocation, 7. Others

Table 2: Facilitative interactions classified according to Bronstein (2009) and respective mechanisms identified in the analyzed articles. The mentioned interactions are: AGU = associational growth (unilateral), SMA = shared mutualistic attraction, AD = associational defence, NS = nutritional symbiosis. The number of articles in which each type of interaction is cited was calculated based on information taken from 124 articles. In this case, each identified interaction was considered as a distinct occurrence even with cited within the same article.

Type of interaction	Mechanism	Number of articles
Direct		
AGU (Plant nursery)	Habitat amelioration	77
Indirect		
NS	Mycorrhizal nutrient transfer	0
SMA	Sharing of pollinators	22
SMA	Attraction of dispersers	1
AD	Host-plant resistance	9
AD	Competition liberation	2
AGU + AD	Plant nursery + host-plant resistance	9
AGU + NS	Plant nursery + mycorrhizal nutrient transfer	2
AD	Host-plant resistance + competition liberation	2

Table 3: Benefactor species (facilitator) and beneficiary in interactions mediated by pollinators detected in the analyzed articles (n = 21 articles).

Beneficiary	Benefactor	Third-party
<i>Medicago sativa</i>	General (native)	bee/pollinator
<i>Astragalus montii</i>	<i>A. kelltrophyta</i> var. <i>tegetarius</i> , <i>A. miser</i> var. <i>oblongifolius</i>	bee/pollinator
<i>Anemone patens</i>	<i>Puccinia monoica</i> (fungo) on <i>Arabis holboellii</i> var. <i>retrofracta</i>	bee/fly/pollinators
<i>Clarkia xantina</i> subsp. <i>xantina</i>	<i>Clarkia cylindrica</i> , <i>C. unguiculata</i> , <i>C. speciosa</i>	bee/pollinator
General	General	bee/pollinator
<i>Cistus monspeliensis</i> , <i>Cistus salviifolius</i> , <i>Anthyllis cytisoides</i> and <i>Lotus cytisoides</i> (native)	<i>Carpobrotus acinaciformis</i> (alien)	bee/pollinator

General	General	insect/pollinator
<i>Brassica rapa</i>	General	insect/pollinator
<i>Raphanus raphanistrum</i>	<i>Cirsium arvense, Solidago canadensi, Hypericum perforatum</i>	insect/pollinator
General (native)	<i>Impatiens glandulifera</i> (Balsaminaceae)	insect/pollinator
<i>Traunsteinera globosa</i>	General	insect/pollinator
<i>Trochetia blackburniana</i>	<i>Pandanus</i> sp	<i>Phelsuma cepediana</i> (lizard)/pollinator
General (native)	General (alien)	bee/pollinator
General	General	animal/pollinator
<i>Eulophia zeyheriana</i>	<i>Wahlenbergia cuspidata</i>	bee/pollinator
<i>Spiranthes romanzoffiana</i>	<i>Mentha aquatica, Prunella vulgaris</i>	bee/pollinator
<i>Carduus pycnocephalus</i> (alien)	<i>Lupinus arboreus</i> (alien)	insect/pollinator
<i>Oncidium cosymbephorum</i>	<i>Malpighia glabra</i>	bee/pollinator
General	General	bee/flies/pollinator
<i>Potentilla erecta, Galium mollugo, Astragalus alpinus, Leucanthemum vulgare, Centaurea jacea, Leontodon autumnalis</i>	<i>Potentilla erecta, Galium mollugo, Leucanthemum vulgare, Centaurea jacea, Astragalus alpinus, Leontodon autumnalis</i>	insect/pollinator
General	General	generalist/pollinator

Table 4: Variables, response and explanatory, and the forms of measurement used in studies about indirect facilitation via pollinator (n = 21 studies)

Type of variable	Measured parameter
Response variable	
Pollinator visitation	Rate of visitation, number of visitors
Composition	Richness, abundance, index of generalization
Removal and deposition of pollen	Number of pollinia or pollen grains removed from/deposited on the stigma
Seed set	Number of seeds produced divided by the number of flowers flagged for study

Fruit set	Number of fruits formed divided by the number of flowers flagged for study
Explanatory variable	
Proximity of floral source	Distance or degree of association with the facilitator
Flowering	Superposition of flowering; diversity and density of heterospecific blossoms.
Floral morphology	Size, form, and colour of flowers

Table 5: Journal listing and the number of articles analyzed in this study, according to the type of facilitative interaction: FVP (facilitation via pollinator) x Others (including all other types of facilitation, except those mediated by pollinators listed in Table 2, sensu Bronstein, 2009. (n.p. = articles not found).

Journal Title	5-year impact factor	FVP	Others
Plant Ecology and Biodiversity	0	0	1 (0)
Great Basin Naturalist - Western North American Naturalist	0.453	1 (10)	0
Progress in Natural Science	0.704	0	1 (3)
Canadian Journal of Plant Science	0.720	1 (1)	0
Community Ecology	0.783	0	1 (0)
Revista Chilena de Historia Natural	1.094	0	2 (0 - 14)
Plant Systematics and Evolution	1.410	1 (25)	0
Ecological Research	1.623	1 (3)	0
Ecoscience	1.664	0	1 (2)
Journal of Tropical Ecology	1.721	0	1 (1)
Botany	1.733	0	1 (1)
Acta Oecologica – International Journal of Ecology	1.908	1 (1)	3 (6-16)
Journal of Arid Environments	2.029	0	3 (1 - 15)
Austral Ecology	2.032	0	1 (32)
Biological Journal of Linnean Society	2.040	0	1 (4)
Plant Ecology	2.175	1 (2)	3 (10 - 39)
Plant Biology	2.223	0	1 (68)
Biotropica	2.400	0	1 (4)
Ecological Modelling	2.412	0	1 (1)
Forest Ecology and Management	2.418	0	1 (2)
Restoration Ecology	2.490	0	1 (0)
Journal of Theoretical Biology	2.738	1 (0)	0
Basic and Applied Ecology	2.979	0	2 (2 - 42)
Journal of Vegetation Science	2.987	0	14 (0 - 83)
Ecological Indicators	3.102	0	1 (1)
Biology Letters	3.626	0	1 (1)
Biological Conservation	3.907	2 (41 - 43)	1 (73)
Oikos	3.940	4 (1 - 39)	6 (8 - 49)

Oecologia	3.983	1 (25)	7 (4 - 113)
Functional Ecology	4.202	0	1 (2)
Ecological Applications	4.662	0	3 (5 - 91)
Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics	5.478	0	1 (1)
American Naturalist	5.489	1 (5)	1 (6)
Journal of Applied Ecology	5.635	0	1 (5)
Journal of Ecology	5.651	1 (47)	2 (20 - 26)
Ecology	5.826	3 (16 - 75)	13 (16 - 565)
New Phytologist	6.033	0	1 (58)
Frontiers in Ecology and the Environment	6.508	0	1 (58)
PNAS – Proceedings of National Academy of Sciences	9.432	0	1 (42)
Ecology Letters	11.246	1 (50)	2 (31 - 75)
Trends in Ecology and Evolution	16.853	1 (20)	1 (553)
Number of journals		14	36
Proportion of studies		16.28	84.50

SUPPLEMENTARY INFORMATION

Table SI: Publications about facilitation between 1994 and 2010 highlighting indirect facilitative interactions via pollinators in terrestrial communities. The listed articles record facilitation via pollinators (FVP) and direct interaction and other types of indirect facilitation (OTHERS).

Direct and indirect facilitation, except those via shared pollinators	Research institution
Berkowitz IR, Canham CD, Kelly VR. 1995. Competition vs. Facilitation of tree seedling growth and survival in Early successional communities. <i>Ecology</i> 76 (4): 1156-1168.	Institute of Ecosystem Studies, USA
Franco-Pizaña JG, Fulbright TE, Gardiner DT, Tipton AR. 1996. Shrub emergence and seedling growth in microenvironments created by <i>Prosopis glandulosa</i> . <i>Journal of Vegetation Science</i> 7 : 257-264.	Texas A&M University-Kingsville, USA
Callaway RM, Walker LR. 1997. Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. <i>Ecology</i> 78 (7): 1958–1965.	University of Montana, USA
Callaway RM. 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. <i>Oecologia</i> 112 :143 – 149.	University of Montana, USA
Holmgren M, Scheffer M, Huston MA. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. <i>Ecology</i> 78 (7): 1966–1975.	Oak Ridge National Laboratory, USA
Callaway RM, Davis FW. 1998. Recruitment of <i>Quercus agrifolia</i> in central California: the importance of shrub-dominated patches. <i>Journal of Vegetation Science</i> 9 : 647-656.	University of Montana, USA

Raffaele E, Veblen TT. 1998. Facilitation by nurse shrubs of resprouting behavior in a post-fire shrubland in northern Patagonia, Argentina. <i>Journal of Vegetation Science</i> 9 : 693-698.	Centro Regional Universitario Bariloche, Argentina
Li X, Wilson S.D. 1998. Facilitation among woody plants establishing in an old field. <i>Ecology</i> 79 : 2694-2705.	University of Regina, Canada
Olf H, Vera FWM, Bokdam J, Bakker ES, Gleichman M, Maeyer K, Smit R. 1999. Shifting Mosaics in Grazed Woodlands Driven by the Alternation of Plant Facilitation and Competition. <i>Plant biology</i> 1 :127-137.	Nature Conservation and Plant Ecology Group, Wageningen Agricultural University, The Netherlands
Dunne JA, Parker VT. 1999. Species-mediated soil moisture availability and patchy establishment of <i>Pseudotsuga menziesii</i> in chaparral. <i>Oecologia</i> 119 : 36-45.	San Francisco State University, USA
Holzappel C, Mahall BE. 1999. Bi-directional facilitation and interference between shrubs and associated annuals in the Mojave Desert. <i>Ecology</i> 80 : 1747-1761.	University of California, USA
Barnes PW, Archer S. 1999. Tree-shrub interactions in a subtropical savanna parkland: competition or facilitation? <i>Journal of Vegetation Science</i> 10 : 525-536.	Southwest Texas State University, USA
Shumway SW. 2000. Facilitative interactions between a sand dune shrub and species growing beneath the shrub canopy. <i>Oecologia</i> 124 : 138-148.	Wheaton College, USA
Levine JM. 2000. Complex interactions in a streamside plant community. <i>Ecology</i> 81 : 3431-3444.	University of California, USA
Kitzberger T, Steinaker DF, Veblen TT. 2000. Effects of climatic variability on facilitation of tree establishment in northern Patagonia. <i>Ecology</i> 81 : 1914-1924.	Universidad Nacional del Comahue, Argentina
Callaway RM, Kikodze D, Kikvidze Z. 2000. Facilitation by unpalatable weeds may conserve plant diversity in overgrazed meadows in the Caucasus Mountains. <i>Oikos</i> 89 : 275-282.	Univ. of Montana, USA
Tielborger K, Kadmon R. 2000. Temporal Environmental Variation Tips the Balance between Facilitation and Interference in Desert Plants. <i>Ecology</i> 81 (6): 1544-1553.	Technische Universität Berlin, Germany
Kikvidze Z, Khetsuriani L, Kikodze D, Callaway RM. 2001. Facilitation and interference in subalpine meadows of the central Caucasus. <i>Journal of Vegetation Science</i> 12 : 833-838.	Laboratory of Ecology, Chiba University, Japan
Bellingham PJ, Walker LR, Wardle DA. 2001. Differential facilitation by a nitrogen-fixing shrub during primary succession influences relative performance of canopy tree species. <i>Journal of Ecology</i> 89 : 861-875.	Landcare Research, New Zealand

Maestre FT, Bautista S, Cortina J, Bellot J. 2001. Potential of using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. <i>Ecological Applications</i> 11 : 1641–1655.	Universidad de Alicante, Spain
Tewksbury JJ, Lloyd JD. 2001. Positive interactions under nurse-plants: spatial scale, stress gradients and benefactor size. <i>Oecologia</i> 127 : 425-434.	USDA Forest Service, Savannah River Institute, USA
Anderson LJ, Brumbaugh MS, Jackson RB. 2001. Water and Tree-Understory Interactions: A Natural Experiment in a Savanna with Oak Wilt. <i>Ecology</i> 82 (1): 33-49.	University of Texas, USA
Scarano FR. 2002. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. <i>Annals of Botany</i> 90 : 517-524.	Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brazil
Rebollo S, Milchunas DG, Noy-Meir I, Chapman PL. 2002. The role of a spiny plant refuge in structuring grazed shortgrass steppe plant communities. <i>Oikos</i> 98 : 53–64.	Universidad de Alcalá, Spain
Cavieres LA, Arroyo MTK, Penaloza A, Molina-Montenegro M, Torres C. 2002. Nurse effect of <i>Bolax gummifera</i> cushion plants in the alpine vegetation of the Chilean Patagonian Andes. <i>Journal of Vegetation Science</i> 13 : 547-554.	Universidad de Concepción, Chile
Facelli J, Temby AM. 2002. Multiple effects of shrubs control the distribution and performance of annual plants in arid lands of South Australia. <i>Austral Ecology</i> 27 : 422-432.	The University of Adelaide, Australia
Badano EI, Molina-Montenegro MA, Quiroz C, Cavieres LA. 2002. Effects of the cushion plant <i>Oreopolus glacialis</i> (Rubiaceae) on species richness and diversity in a high-Andean plant community of central Chile. <i>Revista Chilena de Historia Natural</i> 75 : 757-765.	Laboratorio de Biogeografía Ecológica, Universidad de Concepción, Chile
García-Fayos P, Gasque M. 2002. Consequences of a severe drought on spatial patterns of woody plants in a two-phase mosaic steppe of <i>Stipa tenacissima</i> L. <i>Journal of Arid Environments</i> 52 : 199–208	Centro de Investigaciones sobre Desertificación, Spain
Franks SJ. 2003. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. <i>Plant Ecology</i> 168 : 1–11.	Invasive Plant Research Lab, USDA/ARS, USA
Arroyo MTK, Cavieres LA, Peñaloza A, Arroyo-Kalin MA. 2003. Positive associations between the cushion plant <i>Azorella monantha</i> (Apiaceae) and alpine plant species in the Chilean Patagonian Andes. <i>Plant Ecology</i> 169 : 12-129.	Laboratorio de Sistemática y Ecología Vegetal, Universidad de Chile, Chile
Bruno JF, Stachowicz JJ, Bertness MD. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. <i>Trends in Ecology and Evolution</i> 18 (3): 119-125	The University of North Carolina, USA
Flores J, Jurado E. 2003. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments? <i>Journal of Vegetation Science</i> 14 : 911-916.	Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, Mexico

Verdú M, García-Fayos P. 2003. Frugivorous birds mediate sex-biased facilitation in a dioecious nurse plant. <i>Journal of Vegetation Science</i> 14 : 35-42.	Centro de Investigaciones sobre Desertificación, Spain
Gómez-Aparicio L, Zamora R, Gómez HM, Hódar JA, Castro J, Baraza E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. <i>Ecological Applications</i> 14 : 1128-1138.	Grupo de Ecología Terrestre, Universidad de Granada, Spain
Armas C, Ordiales R, Pugnaire FI. 2004. Measuring plant interactions: a new comparative index. <i>Ecology</i> 85 (10): 2682–2686.	Estación Experimental de Zonas Áridas, Spain
Espigares T, López-Pintor A, Benayas JMR. 2004. Is the interaction between <i>Retama sphaerocarpa</i> and its understorey herbaceous vegetation always reciprocally positive? Competition–facilitation shift during <i>Retama</i> establishment. <i>Acta Oecologica</i> 26 : 121–128.	Universidad de Alcalá, Spain
Castro J, Zamora R, Hódar JA, Gomez J. 2004. Seedling establishment of a boreal tree species (<i>Pinus sylvestris</i>) at its southernmost distribution limit: consequences of being in a marginal Mediterranean habitat. <i>Journal of Ecology</i> 92 : 266-277.	Grupo de Ecología Terrestre, Universidad de Granada, Spain
Pugnaire F, Armas C, Valladares F. 2004. Soil as a mediator in plant-plant interactions in a semi-arid community. <i>Journal of Vegetation Science</i> 15 : 85-92.	Estación Experimental de Zonas Áridas, Spain
Oesterheld M, Oyarzábal M. 2004. Grass-to-grass protection from grazing in a semi-arid steppe. Facilitation, competition, and mass effect. <i>Oikos</i> 107 : 576-582.	Univ. de Buenos Aires, Argentina
Wright JP, Jones CG. 2004. Prediction effects of ecosystem engineers on patch-scale species richness from primary productivity. <i>Ecology</i> 85 (8): 2071–2081.	Cornell University, USA
Wilby A, Sachak M. 2004. Shrubs, granivores and annual plant community stability in an arid ecosystem. <i>Oikos</i> 106 : 209-216.	Imperial College London, UK
Jefferson LV, Pennacchio M. 2005. The impact of shade on establishment of shrubs adapted to the high light irradiation of semi-arid environments. <i>Journal of Arid Environments</i> 63 : 706–716	Chicago Botanic Garden, USA
Maestre FT, Valladares F, Reynolds JF. 2005. Is the change of plant–plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. <i>Journal of Ecology</i> 93 : 748–757.	Duke University, USA
Zavala MA, Parra RB. 2005. A mechanistic model of tree competition and facilitation for Mediterranean forests: Scaling from leaf physiology to stand dynamics. <i>Ecological Modelling</i> 188 : 76–92.	Universidad de Alcalá, Spain
Tirado R, Pugnaire FI. 2005. Community structure and positive interactions in constraining environments. <i>Oikos</i> 111 : 437/444.	Estación Experimental de Zonas Áridas, Spain
Bonanomi G, Rietkerk M, Dekker SC, Mazzoleni S. 2005. Negative plant–soil feedback and positive species interaction in a herbaceous plant community. <i>Plant Ecology</i> 181 : 269–278.	Università degli Studi di Napoli Federico II, Italy

Armas C, Pugnaire FI. 2005. Plant interactions govern population dynamics in a semi-arid plant community. <i>Journal of Ecology</i> 93 : 978–989.	Estación Experimental de Zonas Áridas, Spain
Medina BMO, Ribeiro KT, Scarano FR. 2006. Plant–Plant and Plant–topography Interactions on a Rock Outcrop at High Altitude in Southeastern Brazil. <i>Biotropica</i> 38 (1): 27–34.	Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brazil
Michalet R, Brooker RW, Cavieres LA, Kikvidze Z, Lortie CJ, Pugnaire FI, Valiente-Banuet A, Callaway RM. 2006. Do biotic interactions shape both sides of the humped-back model of species richness in plant communities? <i>Ecology Letters</i> 9 : 767–773.	Community Ecology Group, University Bordeaux, France
Padilla FM, Pugnaire FI. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. <i>Frontiers in Ecology and the Environment</i> 4 (4): 196–202.	Estación Experimental de Zonas Áridas, Spain
Pausas JG, Bonet A, Maestre FT, Climent A. 2006. The role of the perch effect on the nucleation process in Mediterranean semi-arid oldfields. <i>Acta Oecologica</i> 29 : 346 – 352.	Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Spain
Alados CL, Gotor P, Ballester P, Navas D, Escos JM, Navarro T, Cabezudo B. 2006. Association between competition and facilitation processes and vegetation spatial patterns in alpha steppes. <i>Biological Journal of the Linnean Society</i> 87 :103-113.	Instituto Pirenaico de Ecología, Spain
Baumeister D, Callaway RM. 2006. Facilitative effects of <i>Pinus flexilis</i> during succession: a hierarchy of mechanisms benefits other plant species. <i>Ecology</i> 87 : 1816-1930.	University of Montana, USA
Brooker RW, Scott D, Palmer SCF, Swaine E. 2006. Transient facilitative effects of heather on Scots pine along a grazing disturbance gradient in Scottish moorland. <i>Journal of Ecology</i> 94 : 637-645.	NERC Centre for Ecology and Hydrology, United Kingdom
Baraza E, Zamora R, Hódar JA. 2006. Conditional outcomes in plant/ herbivore interactions: neighbours matter. <i>Oikos</i> 113 : 148-156.	Univ. de Granada, Spain
Alados CL, Giner ML, Pueyo Y. 2006. An assessment of the differential sensitivity of four summer-deciduous chamaephytes to grazing and plant interactions using translational asymmetry. <i>Ecological Indicators</i> 6 : 554–566.	Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Spain
Cavieres LA, Badano EI, Sierra-Almeida A, Gómez-González S, Molina-Montenegro MA. 2006. Positive interactions between alpine plant species and the nurse cushion plant <i>Laretia acaulis</i> do not increase with elevation in the Andes of central Chile. <i>New Phytologist</i> 169 : 59-69.	ECOBIOISIS, Universidad de Concepción, Chile
Duarte LS, Santos MMG, Hartz SM, PILLAR VD. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. <i>Austral Ecology</i> 31 : 520–528.	Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil

Holzappel C, Tielbörger K, Paragb HA, Kigel J, Sternberga M. 2006. Annual plant-shrub interactions along an aridity gradient. <i>Basic and Applied Ecology</i> 7 : 268-279.	Tel Aviv University, Israel
Valiente-Banuet A, Rumebe AV, Verdú M, Callaway RM. 2006. Modern Quaternary plant lineages promote diversity through facilitation of ancient Tertiary lineages. <i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i> 103 : 16812-16817.	Universidad Nacional Autónoma de México, México
Kikvidze Z, Khetsuriani L, Kikodze D, Callaway RM. 2006. Seasonal shifts in competition and facilitation in subalpine plant communities of the central Caucasus. <i>Journal of Vegetation Science</i> 17 : 77-82.	Estación Experimental de Zonas Áridas, Spain
Osem Y, Perevolotsky A, Kigel J. 2007. Interactive effects of grazing and shrubs on the annual plant community in semi-arid Mediterranean shrublands. <i>Journal of Vegetation Science</i> 18 : 869-878.	The Volcani Center, Israel
Smit C, Vandenberghe C, Ouden J, Müller-Schärer H. 2007. Nurse plants, tree saplings and grazing pressure: changes in facilitation along a biotic environmental gradient. <i>Oecologia</i> 152 : 265–273.	University of Fribourg, Switzerland
Graff P, Aguiar MR, Chaneton EJ. 2007. Shifts in positive and negative plant interactions along a grazing intensity gradient. <i>Ecology</i> 88 (1): 188–199.	Universidad de Buenos Aires, Argentina
López RP, Valdivia S. 2007. The importance of shrub cover for four cactus species differing in growth form in an Andean semi-desert. <i>Journal of Vegetation Science</i> 18 : 263-270.	Herbario Nacional de Bolivia, Bolivia
Mckee KL, Rooth JE, Feller IC. 2007. Mangrove recruitment after forest disturbance is facilitated by herbaceous species in the Caribbean. <i>Ecological Applications</i> 17 (6): 1678–1693.	National Wetlands Research Center, USA
Valiente-Banuet A, Verdú M. 2007. Facilitation can increase the phylogenetic diversity of plant communities. <i>Ecology Letters</i> 10 : 1029–1036	Universidad Nacional Autonoma de Mexico, Mexico
Jones CG, Callaway RM. 2007. The third party. <i>Journal of Vegetation Science</i> 18 : 771-776.	Institute of Ecosystem Studies, USA
Brooker RW, Maestre FT, Callaway RM, Lortie CL, Cavieres LA, Kunstler G, Liancourt P, Tielbörger K, Travis JMJ, Anthelme F, Armas C, Coll L, Corcket E, Delzon S, Forey E, Kikvidze Z, Olofsson J, Pugnaire F, Quiroz CL, Saccone P, Schiffers K, Seifan M, Touzard B, Michalet R. 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. <i>Journal of Ecology</i> 96 : 18–34.	The Macaulay Land Use Research Institute, UK
Lortie CJ, Turkington R. 2008. Species-specific positive effects in an annual plant community. <i>Oikos</i> 117 : 1511-1521.	York Univ., Canada.
Kéfi S, van Baalen M, Rietkerk M, Loreau M. 2008. Evolution of Local Facilitation in Arid Ecosystems. <i>The American Naturalist</i> 172 (1): 1-17.	Utrecht University, The Netherlands

Bouland N, Navas M, Corcket E. 2008. Habitat amelioration and associational defense as main facilitative mechanism in Mediterranean grasslands grazed by domestic livestock. <i>Ecoscience</i> 15 (3): 407-415	Centre d'Écologie Fonctionnelle et Évolutive, France
Armas C, Pugnaire FI, Sala OE. 2008. Patch structure dynamics and mechanisms of cyclical succession in a Patagonian steppe (Argentina). <i>Journal of Arid Environments</i> 72 : 1552– 1561.	Estación Experimental de Zonas Áridas, Spain
Valiente-Banuet A, Verdú M. 2008. Temporal shifts from facilitation to competition occur between closely related taxa. <i>Journal of Ecology</i> 96 : 489–494.	Universidad Nacional Autónoma de México, México
le Roux PC, McGeoch MA. 2008. Spatial variation in plant interactions across a severity gradient in the sub-Antarctic. <i>Oecologia</i> 155 :831–844.	University of Stellenbosch, South Africa
Wanga Y, Chua C, Maestre FT, Wanga G. 2008. On the relevance of facilitation in alpine meadow communities: An experimental assessment with multiple species differing in their ecological optimum. <i>Acta oecologica</i> 33 : 108–113.	Key Laboratory of Arid and Grassland Agroecology at Lanzhou University, People's Republic of China
Ren H, Yang L, Liu N. 2008. Nurse plant theory and its application in ecological restoration in lower subtropics of China. <i>Progress in Natural Science</i> 18 : 137–142.	Chinese Academy of Sciences, China
Munguía-Rosas MA, Sosa VJ. 2008. Nurse Plants vs. Nurse Objects: Effects of Woody Plants and Rocky Cavities on the Recruitment of the <i>Pilosocereus leucocephalus</i> Columnar Cactus. <i>Annals of Botany</i> 101 : 175–185.	Instituto de Ecología A. C., Mexico
Watson DM. 2009. Parasitic plants as facilitators: more Dryad than Dracula? <i>Journal of Ecology</i> 9 (97): 1151–1159.	Charles Sturt University, Australia
Rey PJ, Siles G, Alcantara JM. 2009. Community-level restoration profiles in Mediterranean vegetation: nurse-based vs. traditional reforestation. <i>Journal of Applied Ecology</i> 46 : 937–945.	Universidad de Jaén, Spain
Gross N, Kunstler G, Liancourt P, Bello F, Suding KN, Lavorel S. 2009. Linking individual response to biotic interactions with community structure: a trait-based framework. <i>Functional Ecology</i> 23 : 1167–1178.	Laboratoire d'Ecologie Alpine (LECA), Université Joseph Fourier, France
Caccia FD, Chaneton EJ, Kitzberger T. 2009. Direct and indirect effects of understory bamboo shape tree regeneration niches in a mixed temperate forest. <i>Oecologia</i> 161 :771–780.	Universidad de Buenos Aires, Argentina
Anthelme F, Michalet R. 2009. Grass-to-tree facilitation in an arid grazed environment (Air Mountains, Sahara). <i>Basic and Applied Ecology</i> 10 : 437–446.	IRD, France
Farji-Brener AG, Chinchilla FA, Magrath A, Romero V, Rios M, Velilla M, Serrano JM, Amador-Vargas S. 2009. Slope orientation enhances the nurse effect of a paramo shrub, <i>Hypericum irazuense</i> (Hypericaceae) in Costa Rica. <i>Journal of Tropical Ecology</i> 25 :331–335.	Lab. Ecotono, CRUB-UNCOma, INIBIOMA-Conicet, Argentina

Villarreal-Barajas T, Martorell C. 2009. Species-specific disturbance tolerance, competition and positive interactions along an anthropogenic disturbance gradient. <i>Journal of Vegetation Science</i> 20 : 1027–1040.	Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico
Yang L, Liu N, Ren H, Wang J. 2009. Facilitation by two exotic Acacia: <i>Acacia auriculiformis</i> and <i>Acacia mangium</i> as nurse plants in South China. <i>Forest Ecology and Management</i> 257 : 1786–1793.	Chinese Academy of Sciences, China
Badano EI, Marquet PA. 2009. Biogenic habitat creation affects biomass–diversity relationships in plant communities. <i>Perspectives in Plant Ecology, Systematics and Evolution</i> 11 : 191–201.	Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, Mexico
Badano EI, Pérez D, Vergara CH. 2009. Love of Nurse Plants is Not Enough for Restoring Oak Forests in a Seasonally Dry Tropical Environment. <i>Restoration Ecology</i> 17 (5): 571–576.	Universidad de las Américas Puebla, Mexico
Maestre FT, Callaway RM, Valladares F, Lortie CJ. 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. <i>Journal of Ecology</i> 97 : 199–205.	Universidad Rey Juan Carlos, ESCET, Spain
Bronstein JL. 2009. The evolution of facilitation and mutualism. <i>Journal of Ecology</i> 97 : 1160–1170.	University of Arizona, USA
van der Heijden MGA, Horton TR. 2009. Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystems. <i>Journal of Ecology</i> 97 : 1139–1150.	Research Station ART, Switzerland
Arredondo-Nunez A, Badano EI, Bustamante RO. 2009. How beneficial are nurse plants? A meta-analysis of the effects of cushion plants on high-Andean plant communities. <i>Community Ecology</i> 10 (1): 1-6.	Universidad de Chile, Chile
Butterfield BJ. 2009. Effects of facilitation on community stability and dynamics: synthesis and future directions. <i>Journal of Ecology</i> 97 : 1192–1201.	Arizona State University, USA
Brooker RW, Callaway RM. 2009. Facilitation in the conceptual melting pot. <i>Journal of Ecology</i> 97 : 1117–1120.	The Macaulay Land Use Research Institute, UK
Antonsson H, Björka RG, Molau U. 2009. Nurse plant effect of the cushion plant <i>Silene acaulis</i> (L.) Jacq. in an alpine environment in the subarctic Scandes, Sweden. <i>Plant Ecology & Diversity</i> 2 (1):17–25.	University of Gothenburg, Sweden
Verdú M, Rey PJ, Alcántara JM, Siles G, Valiente-Banuet A. 2009. Phylogenetic signatures of facilitation and competition in successional communities. <i>Journal of Ecology</i> 97 : 1171–1180.	Centro de Investigaciones sobre Desertificación, Spain
Cavieres LA, Badano EI. 2009. Do facilitative interactions increase species richness at the entire community level? <i>Journal of Ecology</i> 97 : 1181–1191.	Universidad de Concepción, Chile
Van der Putten WH. 2009. A multitrophic perspective on functioning and evolution of facilitation in plant communities. <i>Journal of Ecology</i> 97 : 1131–1138.	Netherlands Institute of Ecology

Quiroz CL, Badano EI, Cavieres LA. 2009. Cambios florísticos en comunidades de plantas alpinas inducidos por la planta en cojín <i>Azorella madreporica</i> (Apiaceae) en los Andes de Chile central. <i>Revista Chilena de Historia Natural</i> 82 : 171-184.	ECOBIOISIS, Universidad de Concepción, Chile
Pakeman RJ, Pugnaire FI, Michalet R, Lortie CJ, Schiffers K, Maestre FT, Travis JMJ. 2009. Is the cask of facilitation ready for bottling? A symposium on the connectivity and future directions of positive plant interactions. <i>Biology Letters</i> 5 : 577–579.	Macaulay Institute, UK
Fidelis A, Overbeck GE, Pillar VD, Pfadenhauer J. 2009. The ecological value of <i>Eryngium horridum</i> in maintaining biodiversity in subtropical grasslands. <i>Austral Ecology</i> 34 : 558–566.	Vegetation Ecology, Technische Universität München, Germany
Gomez-Aparicio L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. <i>Journal of Ecology</i> 97 : 1202–1214.	Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología, Spain
Aragon S, Woodcock DW. 2010. Plant Community Structure and Conservation of a Northern Peru Sclerophyllous. <i>Forest Biotropica</i> 42 (2): 262–270.	Clark University, USA
Holmgren M, Scheffer M. 2010. Strong facilitation in mild environments: the stress gradient hypothesis revisited. <i>Journal of Ecology</i> 98 : 1269–1275.	Resource Ecology Group, Wageningen University, The Netherlands
Verdú M, Jordano P, Valiente-Banuet A. 2010. The phylogenetic structure of plant facilitation networks changes with competition. <i>Journal of Ecology</i> 98 : 1454–1461	Centro de Investigaciones sobre Desertificación, Spain
Haugo RD, Halpern CB. 2010. Tree age and tree species shape positive and negative interactions in a montane meadow. <i>Botany</i> 88 : 488-499.	University of Washington, USA
Walker LR, Landau FH, Velazquez E, Shiels AB, Sparrow AD. 2010. Early successional woody plants facilitate and ferns inhibit forest development on Puerto Rican landslides. <i>Journal of Ecology</i> 98 : 625–635.	University of Nevada, USA
Facilitation via pollinators (FVP)	
Brookes B, Small E, Lefkovitch LP, Damman H, Fairey DT. 1994. Attractiveness of alfalfa (<i>Medicago sativa</i> L.) to wild pollinators in relation to wildflowers. <i>Canadian Journal of Plant Science</i> 74 : 779-783.	Centre for Land and Biological Resources Research, Agriculture and Agri-Food Canada, Canada
Geer SM, Tepedino VJ, Griswold TL, Bowlin VR. 1995. Pollinator sharing by 3 sympatric milkvetches, including the endangered species <i>Astragalus montii</i> . <i>Great Basin Naturalist</i> 55 (1): 19-28.	Bee Biology and Systematics Laboratory, Utah State University, USA
Roy BA. 1996. A plant pathogen influences pollinator behaviour and may influence reproduction of nonhosts. <i>Ecology</i> 77 (8): 2445-2457.	Swiss Federal Institute of Technology, Switzerland
Moeller DA. 2004. Facilitative interactions among plants via shared pollinators. <i>Ecology</i> 85 : 3289-3301.	Cornell University, USA
Feldman TS, Morris WF, Wilson WG. 2004. When can two plant species facilitate each other's pollination? <i>Oikos</i> 105 : 197-207.	Duke Univ., USA

Moragues E, Traveset A. 2005. Effect of <i>Carpobrotus</i> spp. on the pollination success of native plant species of the Balearic Islands. <i>Biological Conservation</i> 122 : 611–619.	Spanish Research Council, Spain
Hegland SJ, Totland Ø. 2005. Relationships between species' floral traits and pollinator visitation in a temperate grassland. <i>Oecologia</i> 145 : 586–594.	Norwegian University of Life Sciences, Norway
Feldman TS. 2006. Pollinator aggregative and functional responses to flower density: does pollinator response to patches of plants accelerate at low-densities? <i>Oikos</i> 115 : 128–140.	Duke Univ., Durham, USA
Ghazoul J. 2006. Floral diversity and the facilitation of pollination. <i>Journal of Ecology</i> 94 : 295–304.	Imperial College London, Silwood Park, Ascot, Berkshire SL5 7PY, UK
Juillet N, Gonzalez MA, Page PA, Gigord LDB. 2007. Pollination of the European food-deceptive <i>Traunsteinera globosa</i> (Orchidaceae): the importance of nectar-producing neighbouring plants. <i>Plant Systematics and Evolution</i> 265 : 123–129.	University of Lausanne, Switzerland
Lopezaraiza-Mike ME, Hayes RB, Whalley MR, Memmott J. 2007. The impact of an alien plant on a native plant–pollinator network: an experimental approach. <i>Ecology Letters</i> 10 : 539–550.	University of Bristol, UK
Hansen DM, Kiesb�y HC, Jones CG, M�ller CB. 2007. Positive Indirect Interactions between Neighboring Plant Species via a Lizard Pollinator. <i>The american naturalist</i> 169 (4): 534–542.	University of Zürich, Switzerland
Bjerknes AL, Totland Ø, Hegland SJ, Nielsen A. 2007. Do alien plant invasions really affect pollination success in native plant species? <i>Biological Conservation</i> 138 : 1–12.	Norwegian University of Life Sciences, Norway
Sargent RD, Ackerly DD. 2008. Plant–pollinator interactions and the assembly of plant communities. <i>Trends in Ecology and Evolution</i> 23 (3): 123–130.	University of California, USA
Duffy KJ, Stout JC. 2008. The effects of plant density and nectar reward on bee visitation to the endangered orchid <i>Spiranthes romanzoffiana</i> . <i>Acta oecologica</i> 34 : 131–138.	Trinity College Dublin, Ireland
Peter CI, Johnson SD. 2008. Mimics and magnets: the importance of color and ecological facilitation in floral deception. <i>Ecology</i> 89 (6): 1583–1595.	University of KwaZulu-Natal, South Africa
Molina-Montenegro MA, Badano EI, Cavieres LA. 2008. Positive interactions among plant species for pollinator service: assessing the 'magnet species' concept with invasive species. <i>Oikos</i> 117 : 1833–1839.	ECOBIOISIS, Univ. de Concepción, Chile
L�zaro A, Lundgren R, Totland Ø. 2009. Co-flowering neighbors influence the diversity and identity of pollinator groups visiting plant species. <i>Oikos</i> 118 : 691–702.	Norwegian Univ. of Life Sciences, Norway
Hegland SJ, Grytnes JA., Totland Ø. 2009. The relative importance of positive and negative interactions for pollinator attraction in a plant community. <i>Ecological Research</i> 24 : 929–936	Norwegian University of Life Sciences, Norway

<p>Carmona-Díaz G, García-Franco JG. 2009. Reproductive success in the Mexican rewardless <i>Oncidium cosymbephorum</i> (Orchidaceae) facilitated by the oil-rewarding <i>Malpighia glabra</i> (Malpighiaceae). <i>Plant Ecology</i> 203: 253–261</p>	<p>Instituto de Ecología A.C, Mexico</p>
<p>Tachiki Y, Iwasa Y, Satake A. 2010. Pollinator coupling can induce synchronized flowering in different plant species. <i>Journal of Theoretical Biology</i> 267: 153–163.</p>	<p>Kyushu University, Japan</p>

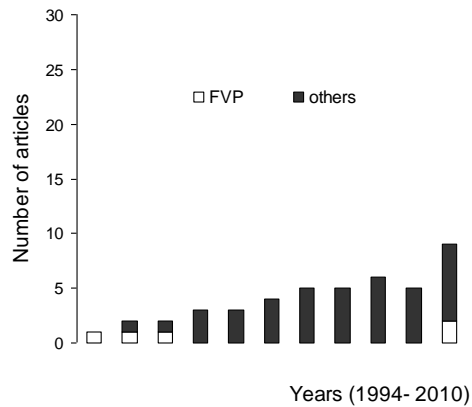


Figure 1: Number of articles on facilitation in terrestrial plant communities and temporal evolution of the publication of articles about facilitation via shared pollinators, from 1994 to 2010 (total number of articles = 129).

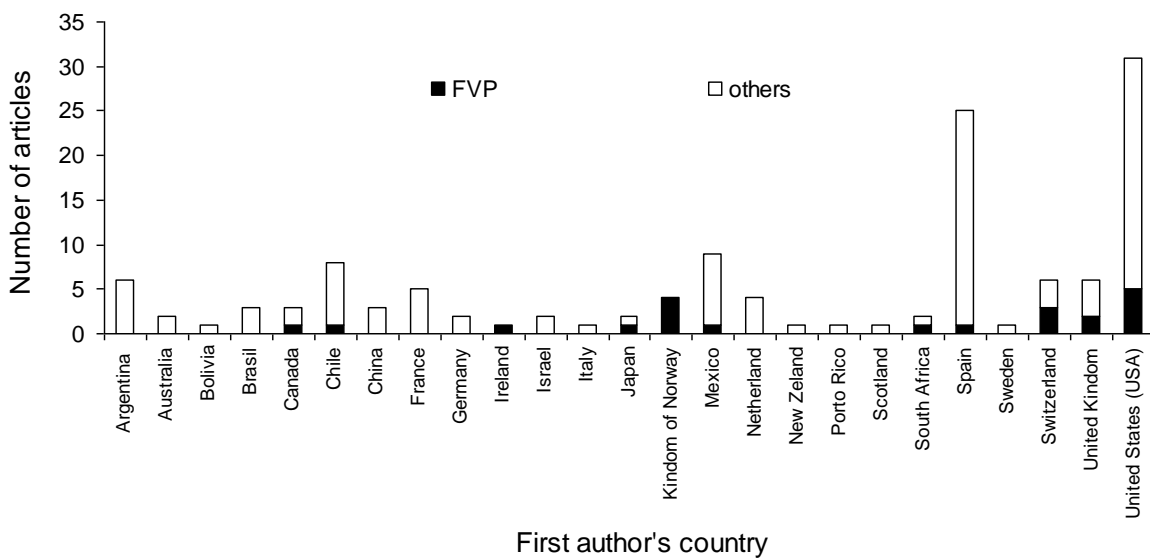


Figure 2: World distribution of research groups/researchers on facilitation (FVP = facilitation via pollinators, others = direct and indirect facilitation, except facilitation via pollinators) located within articles published between 1994 and 2010.

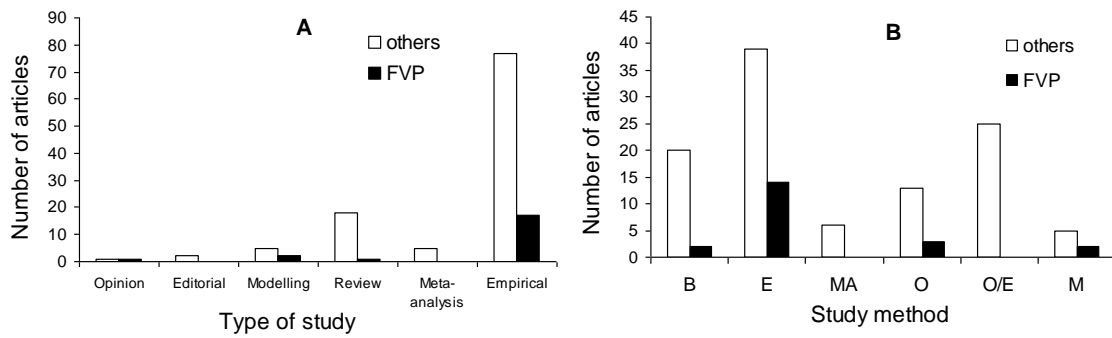


Figure 3: A - Nature of articles; B - Utilized methods (B = bibliographic research, E = experimental, MA = meta-analysis, O = observational, O/E = observational/experimental, M = modeling) in articles on facilitation published between January 1994 and 2010 (n=129). The articles are classified into two categories for comparative means: FVP = facilitator interactions via pollinators; Others = direct and indirect interactions, except those mediated by pollinators.

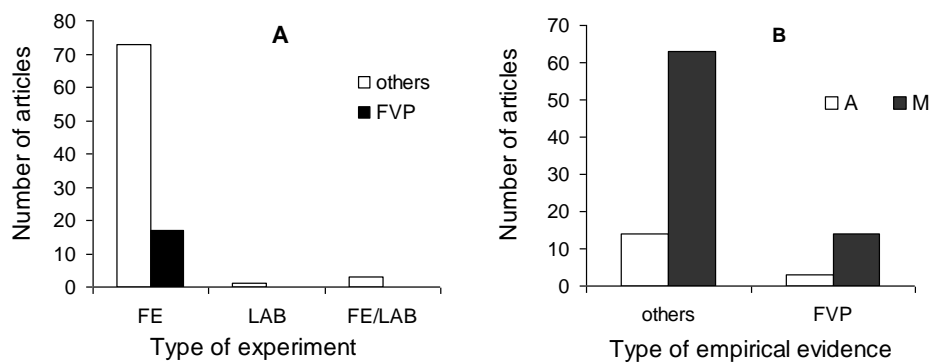


Figure 4: A - Classification of empirical studies compared to the location of the experiment or sampling (FE = sampling or experiment with natural populations, in the field; LAB = experiment utilizing plants in vessels or in a greenhouse; FE/LAB = both) analyzed, considering the type of facilitative interaction; B - Types of empirical evidence (A= correlative; M= experimental). FVP = facilitation via pollinators (n = 17 articles) and about others = direct and indirect facilitation, except those via pollinators (n = 77).

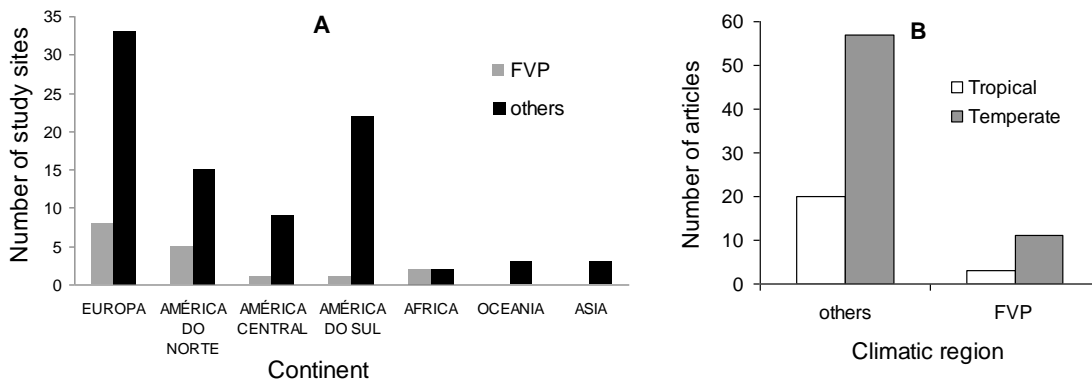


Figure 5: A - Global distribution of the locations of empirical studies on facilitation considering the number of studied sites. Works involving multiple countries and those without a specified location were excluded; B - Distribution of empirical studies on facilitation according to climactic region. (others = direct and indirect facilitation, except those mediated by pollinators (n=77), FVP = facilitation via pollinators (n=14)).

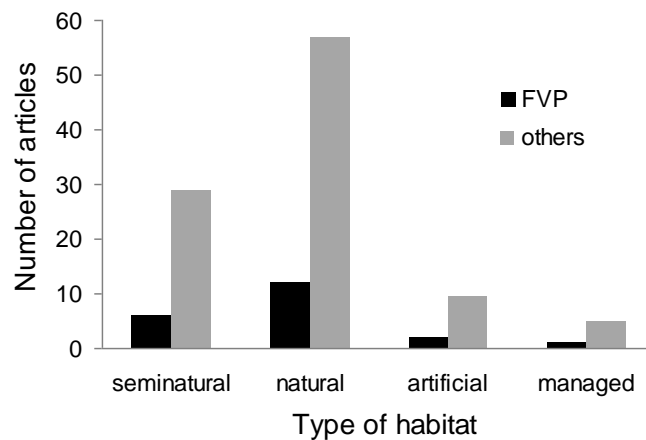


Figure 6: Classification of the types of habitats where facilitative interactions were investigated in the studies analyzed (FVP = facilitation via pollinators (n = 21) and others = direct and indirect facilitation, except those mediated by pollinators (n = 109)).



**CAPITULO 3: Relação entre a diversidade de visitantes
florais e mecanismos de facilitação da polinização em
moitas de restinga**

RESUMO

Este estudo investiga a relação entre a riqueza de espécies vegetais e a diversidade de visitantes em moitas de restinga aberta. Para as análises consideramos categorias gerais de visitantes (mariposas, borboletas, besouros, moscas, vespas, abelhas, beija-flores e morcegos). Utilizamos também subgrupos funcionais e a riqueza de espécies de abelhas. O teste de regressão linear revelou que a diversidade dos visitantes está direta e positivamente relacionada a variação da riqueza nas 43 moitas ($p < 0,05$). Comparativamente, a diversidade de visitantes em geral e de abelhas, especificamente, variaram de forma diferente entre as moitas com níveis de riqueza menor (MSP, $n=23$) e maior MCP ($n=20$). O aumento inicial e progressivo da diversidade de visitantes, e das espécies de abelhas especificamente, em níveis menores de riqueza (MSP), tende a estabilizar-se ao atingir determinado patamar de riqueza (MCP). Embora a relação positiva entre riqueza vegetal e diversidade de visitantes nas moitas não indique, necessariamente, interações facilitadoras e efeitos positivos sobre todas as espécies, o aumento da diversidade de visitantes per se aumenta as chances de polinização bem sucedida. Em concordância com essa hipótese, encontramos maior frequência de espécies auto-incompatíveis e dióicas, as quais dependem de polinizadores para a transferência de pólen, em moitas com maior riqueza de espécies (MCP). Além disso, o contexto ambiental e algumas características ecológicas da comunidade de moitas, tais como floração sincrônica, distribuição agregada, crescente riqueza de espécies e diversidade de tipos florais favorece a diversidade de forrageadores em moitas mais ricas pela atração e manutenção de populações de abelhas solitárias, generalistas e localmente abundantes (Xylocopini e Centridini). Assim, sugerimos que a hipótese de facilitação difusa, via atração mútua de polinizadores, pode ser uma explicação possível para a relação encontrada entre diversidade de plantas e a diversidade de visitantes em moitas de restinga. No entanto a elucidação dos mecanismos envolvidos na atração dos visitantes requerem a realização de novos estudos.

PALAVRAS-CHAVES: Biodiversidade, diversificação floral, facilitação difusa, polinização.

ABSTRACT

This study investigates the relationship between plant richness and diversity of flower visitors in open restinga patches. For the analyses we considered general groups of flower visitor (moths, butterflies, beetles, flies, wasps, bees, hummingbirds and bats). We also used bee subgroups based on functional bee types and bee species. The diversity of such groups in relation to plant richness in 43 patches tested by linear regression are direct and positive

related ($p < 0.05$). Comparatively, either diversity of visitors in general or bee species varied in different ways between groups of patches, both with lower (MSP, $n=23$) and higher MCP ($n=20$) richness levels. The initial increasing diversity of visitors in MSP slows down in MCP patches tending to stabilize above a determined level of richness. Although positive relations between plant richness and diversity of visitors in patches do not necessary means facilitative interactions and positive effects on all species, the increasing diversity of visitors *per se* raises up chances of successful pollination. In agreement with such hypotheses we found higher frequency of dioecious and self-incompatible species, which depend upon pollinators to efficient pollen transfer, in patches with higher plant species richness. Local environmental context and some ecological conditions of the community in patches, such as synchronous flowering, patchy distribution, increasing plant richness e diversity of flower types favor diversity of visitors foraging in species rich patches by attracting and maintaining local populations of resident, generalist and locally abundant solitary bees (Xylocopini e Centridini). So, we suggest that diffuse facilitation hypotheses, via mutual pollination attraction, should be considered as a possible explanation relating plant diversity and pollinator diversity in restinga patches. Further studies are needed to evaluate the potential mechanism of attraction.

KEY-WORDS: Biodiversity, floral diversification, indirect facilitation, pollination.

INTRODUÇÃO

As interações envolvendo plantas e seus polinizadores são fatores chave para estruturação e dinâmica de diversos ecossistemas (KEARNS et al. 1998) e formam redes de interações que envolvem relações competitivas (LOPEZARAIZA-MIKEL et al. 2007) ou mutualísticas (PIGOZZO; VIANA, 2010). Nas redes de visitantes florais e plantas, as espécies generalistas influenciam muitas espécies simultaneamente (MEMMOTT et al. 2004). Tal influência não diz respeito apenas às interações tróficas diretas, mas à natureza das interações indiretas passíveis de serem estabelecidas entre as espécies vegetais que partilham visitantes, as quais podem ser competitivas ou facilitadoras.

Interações positivas e negativas provavelmente ocorrem simultaneamente nas comunidades biológicas (HEGLAND; TOTLAND, 2005, CALLAWAY, 2007). E apesar da ênfase atribuída às interações competitivas, em alguns casos, os efeitos das interações positivas (ex. facilitação) podem ser mais fortes que os efeitos negativos da competição,

resultando em uma rede de efeitos positivos de uma dada espécie ou grupo de espécies sobre outras (CALLAWAY, 1995, FELDMAN et al. 2004, SARGENT; ACKERLY, 2008).

A facilitação via partilha de polinizadores é um tipo de interação indireta entre plantas que pressupõe a atuação de espécies vizinhas que florescem simultaneamente e, coletivamente, atraem maior número ou diversidade de visitantes, favorecendo a reprodução de pelo menos uma das espécies envolvidas (MOELLER, 2004, 2005). A presença de um terceiro organismo (ex. polinizador) mediador da interação facilitadora, o qual pode pertencer a um nível trófico diferente das plantas, diferencia a facilitação indireta da facilitação direta. Ao ampliar a eficiência e os limites à dispersão do grão de pólen (RICHARDS, 1997), a facilitação via polinizadores promove a coexistência e aumento da biodiversidade (SARGENT; ACKERLY, 2008).

Interações facilitadoras, diretas e indiretas, ocorrem em condições ambientais estressantes como o da restinga, mas as interações indiretas envolvendo polinizadores são raramente investigadas (FUHRO et al. 2010). Neste caso, os mecanismos facilitadores podem envolver espécies com flores morfologicamente semelhantes ou distintas, desde que determinados pré-requisitos sejam satisfeitos, dentre os quais a sobreposição na floração (MOELLER, 2004).

Em comunidades vegetais sob estresse biótico ou abiótico, tais como a restinga, as espécies vegetais e a fauna de polinizadores associados estão submetidas a filtros ecológicos (SARGENT; ACKERLY, 2008) representados pelas condições abióticas estressantes, que limitam o estabelecimento das plantas (SCARANO, 2002) e, conseqüentemente, a diversidade e abundância da fauna de polinizadores locais (VIANA; KLEINERT, 2005). Neste contexto, a capacidade de tolerância das espécies às pressões impostas por fatores como alta insolação, altas temperaturas e escassez hídrica (CRAWFORD et al. 1989), é favorecida pela plasticidade ecofisiológica e morfológica das espécies (SCARANO et al. 2005) ou pela amenização dos efeitos pelas interações ecológicas facilitadoras, que ampliam a capacidade de colonização e sobrevivência das espécies (SCARANO, 2002).

Desse modo, as informações existentes sobre as interações entre plantas e visitantes florais em restinga indicam ser este o cenário propício ao estabelecimento de interações facilitadoras via polinizadores (FELDMAN et al. 2004) como: predominância de espécies vegetais dependentes de polinizadores generalistas (COSTA; RAMALHO, 2001, VIANA et al. 2006), distribuição agregada das plantas, formando moitas espacialmente discretas e cuja riqueza de espécies aumenta com o gradiente de tamanho das moitas (F. O. SILVA; B. F. VIANA, dados não publicados), predominância de flores morfologicamente similares,

generalistas e floração sobreposta, prolongando-se durante o ano inteiro em muitas espécies (VIANA; KLEINERT, 2005, VIANA et al. 2006).

Os estudos mais abrangentes sobre plantas e visitantes florais em restinga aberta de Salvador foram realizados por VIANA; KLEINERT (2005) e VIANA et al. (2006b), havendo também estudos com algumas espécies vegetais focais (ex. COSTA; RAMALHO, 2001, SILVA et al. 2005, COSTA et al. 2006, PIGOZZO et al. 2006) e padrão de forrageio de visitantes florais importantes localmente (PIGOZZO et al. 2007). Sua capacidade de vibrar em flores e obter pólen de anteras poricidas, sugere sua relevância como potenciais polinizadores de espécies com anteras poricidas (NUNES-SILVA et al. 2010). Considerando as habilidades sensoriais e comportamentais das abelhas e as condições ecológicas restritivas ao forrageio, espera-se que a diversidade de visitantes, especialmente de abelhas esteja relacionada à diversidade de flores nas moitas.

Em sua maioria, estes estudos enfocam a atividade de abelhas solitárias de grande porte do gênero *Xylocopa* (LATREILLE, 1802), as quais são abundantes em restingas abertas do Brasil (GOTTESBERGER et al. 1988, VIANA; KLEINERT, 2005, 2006). O porte corporal robusto permite a essas abelhas enfrentarem condições abióticas restritivas ao forrageio, como fortes ventos, insolação intensa, altas temperaturas e salinidade elevada (SILVA et al. 2005). Mesmo sob tais condições, estas abelhas estão ativas durante todo o ano (VIANA et al. 2006) e têm ampla capacidade de vôo (PASQUET et al. 2009, SILVA et al. 2009).

Neste estudo perguntamos se a diversidade de espécies vegetais aumenta a diversidade de visitantes nas moitas. Supomos que moitas mais ricas possuam maior diversidade de características florais e, portanto, atraiam maior diversidade de visitantes. Por isso, caracterizamos o padrão local de riqueza de espécies e a diversidade de tipos florais em moitas. A seguir, discutimos se as relações encontradas entre estes aspectos e a diversidade de visitantes nas moitas evidenciam a hipótese de facilitação via atração compartilhada de polinizadores.

MATERIAL E MÉTODOS

O local de estudo abrange 238 ha de restinga com extensão paralela ao oceano (Figura 1), situado a cerca de 300 m da praia, a NE da cidade de Salvador (12°55'07.19''S e 38°19'03.78''O). Este remanescente está limitado a Oeste pelo Aeroporto Internacional Luis Eduardo Magalhães, ao Norte pelo município de Lauro de Freitas (N) e a Leste pela praia do Flamengo. Em dezembro de 2008 foi criado neste local o Parque das Dunas (Decreto

Municipal 19.093/08), sendo este integrante da poligonal da Área de Proteção Ambiental das lagoas e dunas do Abaeté (longitude 38° 21' O e latitude 12° 56' S), Unidade de Conservação Estadual criada pelo Decreto Estadual n.º 2540/93, com extensão total de 1.800 ha (SEMARH, 2011).

O clima é úmido (2.100mm anuais), com pequena ou nenhuma deficiência hídrica (SEI 1999). A temperatura média anual é de 25,3°C e os índices de umidade relativa, na maior parte do ano, são superiores a 70%. Sobre solos tipo Areia Quartzosa / Neossolo Quartzarênico (LEÃO; DOMINGUEZ, 2000), ocorre vegetação de restinga, definida como o conjunto de comunidades vegetais fisionomicamente distintas, distribuídas sobre as areias Quaternárias de deposição flúvio-marinha desde o Pleistoceno (RIZZINI, 1979).

Nesta paisagem, as moitas constituem unidades discretas monoespecíficas ou formadas por associações vegetais que oscilam entre poucas ou muitas espécies resultando em aumento da sua cobertura e diversidade (F. O. SILVA; B. F. VIANA, dados não publicados). As formas de vida das espécies nas moitas são fanerófitas, caméfitas, hemicriptófitas, geófitas, lianas e terófitas, seguindo a classificação de RAUNKIAER (1934), modificada por MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974)). De aparência homogênia, as moitas atingem em média 2m de altura e são dominadas por nanofanerófitas, com maior representação das espécies *Manilkara salzmanii*, *Davilla flexuosa*, *Protium bahianum*, *Byrsonima microphylla*. As moitas são intercaladas por associações de herbáceas ou areia desnuda, que confere à paisagem aspecto em mosaico.

Caracterização das moitas

As 43 moitas utilizadas neste estudo foram selecionadas com base na riqueza de espécies, a qual foi previamente determinada (Tabela I). As 95 espécies vegetais identificadas se distribuem de forma que a riqueza nas moitas individuais aumenta seguindo o gradiente de tamanho da moita, exibindo relação positiva e direta com este fator ($r^2 = 0,456$, $p < 0,005$, $n=43$) (F. O. SILVA; B. F. VIANA, dados não publicados). Análises comparativas foram realizadas em dois grupos de moitas: MCP ($n=20$ Moitas Com *Protium bahianum*) e MSP (23 Moitas Sem *P. bahianum*). Estes dois grupos de moitas diferem significativamente no número de espécies MCP (20 ± 7 , variação 9-16 espécies) e MSP (média = 7 ± 5 , variação 1-16 espécies), como também de famílias, número de tipos de formas de vida e abundância de fanerófitas (F. O. SILVA; B. F. VIANA, dados não publicados).

A ocorrência de sobreposição no período de floração das espécies nas moitas é um pré-requisito para o estabelecimento de interações facilitadoras entre espécies vizinhas. Essa

premissa foi verificada, para a maioria das espécies, mediante o uso de metadados cedidos por Viana et al. (2006), obtidos em remanescente de restinga circunvizinho, durante os meses de janeiro a dezembro de 1996. Estes registros foram complementados por observações em campo e por consulta a trabalhos de outros autores, com as mesmas espécies (Tabela II). A partir destes dados, estimou-se a frequência de espécies floridas mensalmente em cada moita (n=43), utilizada como indicador da sobreposição do período de florescimento das espécies em cada moita.

A diversificação de tipos florais influencia a atratividade de animais forrageadores em manchas de vegetação podendo aumentar a diversidade de visitantes. Assim, com o objetivo de avaliar se a diferença na riqueza de espécies nas moitas MCP e MSP também ocorria para as características florais (sistema sexual, cor, formam, antese, tamanho, simetria, deiscência da antera, recurso floral, arranjo floral), foi quantificado o percentual de espécies portadoras dos atributos listados na tabela I.

A caracterização das flores seguiu critérios clássicos relacionados a atratividade dos visitantes (FAEGRI; VAN DE PIJL, 1979, RICHARDS, 1997, DAFNI et al. 2005). Foram obtidas a partir de registros em campo, análise de fotografias, análises em laboratório de amostras de flores e botões (n=10) e em literatura especializada. Na ausência de dados sobre qualquer das espécies listadas, foram feitas inferências com base em dados de espécies taxonomicamente próximas, preferencialmente no mesmo gênero (Tabela II).

O tamanho das flores foi expresso em termos da medida (largura) da corola exposta (VIANA et al. 2006), embora em flores tubulares o comprimento do tubo seja considerado. Estas foram incluídas nas categorias: pequena ($\leq 1\text{cm}$), média ($>1\text{cm} \leq 2\text{cm}$) e grande ($> 2\text{cm}$), previamente utilizadas por outros autores (COSTA; RAMALHO, 2001, MACHADO; LOPES, 2004).

O espectro de cores das flores foi agrupado em duas categorias que expressam o grau de visibilidade em relação aos polinizadores, distinguindo-se as categorias: conspícuas (azul, lilás, amarela, laranja, vermelha, rósea) e inconspícuas (alva, alva-esverdeada, alva-pardacenta, amarela-pálida, amarela-esverdeada, verdes), visando reduzir a variabilidade em torno deste parâmetro (modificado a partir da classificação de MACHADO; LOPES, 2004).

Neste estudo, as formas florais identificadas segundo o formato da corola foram classificadas em: aberta (pincel, prato e indeterminada), tubular (funil, tubo curto, campânula) e fechada (estandarte ou quilha). São consideradas indeterminadas as flores muito pequenas. Esta classificação traz implícita a crescente dificuldade de manipulação e acesso ao recurso primário (grão de pólen) ou ao néctar pelos visitantes, ao mesmo tempo em que abriga a

diversidade de formatos de corola das espécies localmente. Na classificação final das flores, apenas o recurso principal foi considerado: pólen, néctar ou outros recursos (ex. óleo, resina) (FAEGRI; PIJL, 1979).

Visitantes

Visando relacionar a diversidade de visitantes florais à riqueza de espécies nas moitas selecionadas para esse estudo, estes foram agrupados nas seguintes categorias: besouro, lepidópteros (mariposa, borboleta), abelhas, vespa, beija-flor, morcego. A categoria ‘pequeno inseto’ inclui uma variedade de visitantes não identificados. Uma vez que não foi possível realizar coletas em todas as moitas diretamente, utilizamos dados secundários para a determinação dos grupos de visitantes.

Dada a importância das abelhas como visitantes florais das espécies localmente, foram atribuídas a elas categorias funcionais oriundas de estudos prévios (ver as publicações VIANA; KLEINERT, 2005, 2006, VIANA et al. 2006) sendo, portanto, grupamentos mais específicos do que os adotados para os demais visitantes florais. Devido a disponibilidade de dados das espécies de abelhas visitantes, foi possível relacionar a riqueza de espécies de abelhas à riqueza de espécies nas moitas. A utilização de categorias de visitantes visou abrigar a riqueza taxonômica local e possibilitar a inclusão de espécies com função ecológica equivalente, citadas em outros estudos listados na tabela II. Os dados das espécies e grupos funcionais das abelhas utilizados nas análises, são estimativas baseadas em um ano de coleta (Jan a Dez 1996), das 6 as 18h, em intervalos de 10 dias, com esforço total de 840h (para mais detalhes ver VIANA; KLEINERT, 2005). Demais registros foram obtidos em bibliografias especializadas, relacionando as espécies deste estudo ou espécies taxonomicamente próximas, e registros em campo de visitação às flores (Tabela II).

Análises

Espera-se que a riqueza de espécies vegetais influencie a riqueza de visitantes nas moitas, sendo esta relação testada por regressão linear simples em todas as moitas (n=43) e comparativamente entre as moitas MSP e MCP. Foram consideradas as variações na diversidade para todos os grupos de visitantes (GFT), outros grupos de visitantes, exceto abelhas (GFO), grupos de abelhas exclusivamente (GFA) e para espécies de abelhas. Com isso pretendemos verificar se as abelhas respondem de forma diferenciada as variações na riqueza e diversidade de características das flores das espécies nas moitas.

A existência de diferenças significativas entre as moitas MSP e MCP quanto aos atributos florais das espécies vegetais foi avaliada estatisticamente por testes t (paramétrico)

ou Mann-Whitney (não-paramétrico), e análise de variância Kruskal-Wallis (ANOVA não-paramétrica), com teste posterior de Dunn. Previamente, a normalidade dos dados foi testada pela análise de D'Agostino & Pearson omnibus e a igualdade das variâncias pelo teste de Bartlett. Todos os testes ao nível de significância de 0,05. As variações nos atributos florais da comunidade de plantas, em MSP e MCP, foram representadas graficamente em termos percentuais, pois o objetivo era comparar se as proporções dos atributos reprodutivos seriam diferentes entre as moitas, nos dois níveis de riqueza.

RESULTADOS

Diversidade de visitantes nas moitas

O incremento numérico de espécies nas moitas influenciou positiva e significativamente todos os grupos de visitantes (GFT) ($r^2 = 0,35$, $p < 0,0001$) e os demais grupos de visitantes, com exceção das abelhas (GFO) ($r^2 = 0,44$, $p < 0,0001$) (Figuras 2A e 2C). A diversidade de espécies de abelhas foi positivamente influenciada pela riqueza de espécies vegetais nas moitas ($r^2 = 0,23$, $p < 0,001$), enquanto os grupos funcionais de abelhas não foram significativamente relacionados a riqueza de plantas ($r^2 = 0,081$, $p = 0,06$, ns.) (Figuras 2B e 2D). O número de espécies de abelhas também não aumentou seguindo o gradiente de tamanho das moitas ($r^2 = 0,059$, $p = 0,115$, ns.).

As regressões obtidas a partir das moitas MCP e MSP relacionando os mesmos parâmetros acima citados revelaram tendências divergentes. A diversidade de visitantes em MSP foi significativa e positivamente relacionada ao aumento na riqueza vegetal para as categorias representadas por todos os grupos de visitantes (GFT) ($r^2 = 0,465$, sig.), outros grupos de visitantes, exceto abelhas (GFO) ($r^2 = 0,475$, sig.) e para os grupos de abelhas (GFA) ($r^2 = 0,208$, sig.). As espécies de abelhas foram exceção, pois o número de espécies ($r^2 = 0,099$, ns.) não foi influenciado pela riqueza vegetal (Figura 3A-D). Nas MCP, nenhum dos parâmetros relativos a diversidade de visitantes foi influenciado pela riqueza de espécies (Figura 3E-H). Porém, nesse grupo de moitas foram registrados indicadores de diversidade de visitantes superiores aos das MSP, tanto em relação ao patamar inicial quanto em relação a amplitude de variação.

Diversificação de características florais nas moitas

Entre as espécies que ocorrem em ambos os grupos de moitas predominam as mesmas características florais, as quais são representadas por percentuais de espécies similares

($P > 0,05$) em MCP e MSP. As espécies em ambos os grupos são caracterizadas pelas flores monoclinas (plantas hermafroditas), antese diurna, cores inconspícuas, reunidas em inflorescências, pequenas ($< 1\text{cm}$), deiscência rimosa das anteras, nectaríferas e formas florais abertas do tipo pincel e prato. Para algumas características essa dominância não foi evidente, sendo representadas por percentuais similares de espécies com flores inconspícuas e conspícuas ($p > 0,05$), em MSP; em MCP os percentuais de espécies com flores pequenas e grandes não diferiu ($p > 0,05$), a representação de espécies com deiscência poricida e valvar foram estatisticamente iguais em MSP ($p > 0,05$), mas o percentual da primeira foi maior que a última em MCP ($p < 0,05$).

No entanto, as associações vegetais que formam as moitas determinada a existência ou ausência de dominância de determinados atributos florais. Comparativamente, moitas com maior diversidade de características florais ocorrem, em sua maioria, entre as MCP, enquanto as MSP exibiram menores percentuais (Figura 4A-H). Nas moitas referidas anteriormente todas as variações de um mesmo caráter floral ocorrem, resultando em variabilidade de características florais. No entanto, entre as MSP ocorre, com maior frequência, dominância de determinado estado de um mesmo caráter floral, de modo que as moitas desse grupo diferem entre si quanto a distribuição das características florais (Figuras 4A, 4C, 4D, 4F, 4H).

Em 79% das moitas ($n=34$) mais que 50% das espécies florescem simultaneamente, em 16% das moitas ($n= 7$) o percentual de espécies florindo simultaneamente foi menor ($>30 < 50\%$ das espécies), e para 5% das moitas ($n=2$) não foi registrada floração. Com essas informações, assumimos a premissa de que a floração das espécies se sobrepõe em todas as moitas, embora haja variação no percentual de espécies florescendo simultaneamente. Em todas as moitas analisadas, o percentual de espécies floridas aumenta nos meses de novembro a janeiro.

DISCUSSÃO

O aumento na riqueza de espécies vegetais nas moitas da restinga estudada amplia a diversidade de visitantes atraídos a elas, podendo ser detectado em nível específico ou diversidade funcional. Nestas moitas, características estruturais e características funcionais das plantas, e a diversidade de visitantes estão positivamente correlacionados ($p < 0,001$) (F. O. SILVA; B. F. VIANA, dados não publicados).

Embora não indique, necessariamente, a ocorrência de interações facilitadoras e de efeitos positivos sobre todas as espécies, o aumento da diversidade de visitantes em geral,

especialmente de abelhas visitantes *per se* aumenta a probabilidade de polinização bem sucedida. A influencia dos vetores de pólen para a polinização cruzada ou autopolinização foi constatada em muitas espécies de restinga (COSTA; RAMALHO, 2001, FARIA et al. 2006, SILVA et al. 2005, PIGOZZO et al. 2006). Assim, sugerimos que a hipótese de facilitação difusa (MOELLER, 2004, GHAZOUL, 2006, SARGENT; ACKERLY, 2008), via partilha de polinizadores seja considerada para o contexto estudado. A floração sobreposta, a agregação e a diversidade das espécies nas moitas favorecem a manutenção de maior número e/ou diversidade de polinizadores, e mantêm conjuntamente as populações locais de abelhas residentes e localmente abundantes representadas por Xylocopini e Centridini (SILVA et al. 2001, SILVA; VIANA, 2002).

De qualquer modo, a influência da riqueza vegetal sobre a diversidade de visitantes em moitas é relevante diante da imprevisibilidade da fauna, sendo esta condição comumente referida para ambientes estressantes como as restingas. As abelhas predominantes, Xylocopini e Centridini, são abelhas grandes, solitárias e generalistas, que embora visitem amplo espectro de plantas, alternam temporalmente suas fontes de recurso preferencial em função da intensidade de floração (VIANA et al. 2006).

As abelhas são os visitantes florais preponderantes numericamente e os mais freqüentes entre as moitas. Comparativamente, as diferenças nos níveis de riqueza exemplificados pelos grupos de moitas MCP e MSP, geram respostas diferenciadas especialmente no espectro de grupos funcionais e espécies de abelhas. A representatividade de moitas diversificadas em termos de características florais entre o grupo MCP, influencia na atração de maior diversidade de grupos de visitantes e de espécies de abelhas às moitas mais ricas. A heterogeneidade, resultante da diversificação morfológica das flores, nas moitas mais ricas em espécies influenciou positivamente a distribuição dos grupos de visitantes, coerente com a hipótese de que as abelhas seriam mais influenciadas pela diversidade de flores. Relação positiva entre a riqueza de recursos florais e a diversidade de visitantes florais em escala local também foi evidenciado em outros estudos (GHAZOUL, 2006, HEGLAND; BOEKE, 2006, LAZARO et al. 2009).

Thompson (2001) verificou que visitantes generalistas são mais atraídos pela diversidade total de flores do que pela densidade floral. Lihoreau et al (2011a) ao investigarem a importância da heterogeneidade espacial na determinação de rotas de forrageio do tipo “trapline” por abelhas, sugeriram que em condições naturais as abelhas priorizam o forrageio em manchas mais ricas em recurso, mesmo que elas não sejam as fontes mais

próximas, o que permite maximizar o número total de flores visitadas e superar competidores (LIHOREAU et al. 2011b).

De acordo com Feldman et al. (2004) a facilitação via partilha de polinizadores é favorecida em ambientes como a restinga, onde a atividade de vôo é dispendiosa, de modo que os polinizadores devem selecionar moitas ricas em recursos se o custo de alcançá-las for alto (JANZEN, 1971, HEINRICH, 1979). As abelhas Xylocopini tendem a minimizar tais condições nidificando próximo a moitas (SILVA; VIANA, 2002), concentrando o forrageio pela manhã (VIANA; KLEINERT, 2005), realizando viagens de forrageio mais curtas nos períodos mais quentes do dia (SILVA et al. 2009) e concentrando as visitas em manchas produtivas (PIGOZZO et al. 2007).

Condiz com essa hipótese a maior frequência de espécies dióicas e autoincompatíveis entre as moitas com maior número de espécies, exemplificadas pelas moitas MCP (F. O. SILVA; B. F. VIANA, dados não publicados). Com isso reduz o risco de extinção de espécies dióicas, as quais figuram com maior frequência em listas de espécies ameaçadas (BOND, 1995). Assim, a diversidade cria uma rede de efeitos positivos, que somada a plasticidade ecofisiológica e morfológica das espécies (ZALUAR; SCARANO, 2000, SCARANO, 2002) atenuam efeitos do filtro ecológico representado pelas condições abióticas e pela fauna de polinizadores da restinga.

Sob as condições prevalentes nas moitas de restinga, a dioiccia pode ser favorecida por duas estratégias compensatórias (1) a seleção de atributos florais que favorecem a visitação por generalistas, aumentando a probabilidade de polinização efetiva e a (2) coexistência e sobreposição da floração com espécies cujos atributos florais são semelhantes. Mecanismos similares foram detectados por Moeller (2004) estudando espécies cogenéricas simpátricas, cujas flores são morfológicamente semelhantes. Em curta distância, conforme observado por Carvalheiro et al. (2011) a movimentação dos visitantes é influenciada pela distribuição dos recursos. Em nosso estudo não foi possível determinar se o mecanismo que resulta na atração de maior diversidade de visitantes às moitas envolve grupos de espécies com flores morfológicamente semelhantes ou distintas. Portanto, ressaltamos que o papel potencial dessas estratégias deve ser melhor investigado para a restinga, visto que são raros os estudos enfocando o efeito positivo da similaridade morfológica entre espécies vizinhas. Fuhro et al. (2010) investigou o efeito potencial da similaridade morfológica de três espécies *Lantana camara*, *Epidendrum fulgens* e *Asclepias curassavica* de restinga, RS, mas não encontrou evidências consistentes sobre efeitos positivos da semelhança morfológica de flores em espécies co-ocorrentes sobre o sucesso reprodutivo.

Neste sentido, sugerimos investigações direcionadas sobre o papel das plantas produtoras de óleo e poricidas na diversificação de visitantes nas moitas. A produção de flores grandes, de cores vistosas e com quantidades significativas de pólen são atrativos importantes às abelhas de grande porte e solitárias (Xylocopini e Centridini) (VIANA et al., 2006). Embora o número plantas de óleo e poricidas não aumente com o gradiente de cobertura das moitas, o ocorrência de maior número de espécies de abelhas está relacionada ao maior número de indivíduos de plantas, % de espécies e quantidade de flores em desse grupo.

A diversidade de visitantes foi sensível ao acréscimo inicial de espécies nas moitas, após o qual oscilações no número total de visitantes são menores. Esse resultado evidencia que a diversidade de recursos nas moitas aumenta a performance das espécies individuais, atraindo maior diversidade de visitantes, especialmente de abelhas. A diversidade de recursos nas moitas ricas em espécies, provavelmente influencia no forrageio dentro e entre moitas, aumentando as chances de polinização efetiva de plantas dependentes de polinização cruzada como as espécies dióicas. Em suma, na restinga, assim como em outros ecossistemas tropicais, a polinização é um processo essencial cuja manutenção é dependente da biodiversidade local. Considerando que a perda dos polinizadores generalistas é considerada uma das maiores ameaças às redes de interações entre plantas e polinizadores (Memmott et al. 2004), sugere-se que a manutenção das populações locais de abelhas xylocopas sejam priorizadas nestes ambientes.

AGRADECIMENTOS

F. O. da Silva agradece a CAPES/UFBA pela bolsa concedida e B F Viana agradece ao CNPq pela bolsa de produtividade em pesquisa (PQ 1D). As autoras agradecem ainda à equipe do Laboratório de Biologia e Ecologia de Abelhas, do Instituto de Biologia da UFBA, pelo auxílio nas atividades de campo. Ao Biólogo MsC. Eduardo Moreira pelo mapeamento da área de estudo e ao Sr. Jorge Santana, presidente da UNIDUNAS, pelo apoio logístico durante incursões à campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BOND, W. J. Assessing the risk of plant extinction due to pollinator and disperser failure. In: LAWTON, J. H.; MAY, R. M. (Org.) *Extinction Rates*. Oxford: Oxford University Press, 1995. p. 131-146.
- CALLAWAY, R. M. Positive interactions among plants. *Botanical Review*, New York, v. 61, p. 306–349, 1995.

- CALLAWAY, R. M. *Positive Interactions and interdependence in Plant Communities*. Dordrecht: Springer, 2007. 110p.
- CARVALHEIRO, L. G.; VELDTMAN, R.; SHENKUTE, A. G.; TEFAY, G. B.; PIRK, C. W. W.; DONALDSON, J. S.; NICOLSON, S. W. Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecology Letters*, Davis, v. 14, p. 251–259, 2011.
- COSTA, J. A. S.; RAMALHO, M. Ecologia da Polinização em ambiente de duna tropical (APA do Abaeté, Salvador, Bahia, Brasil). *Sitientibus série Ciências Biológicas*, Feira de Santana, v. 1, n. 2, p. 141-153, 2001.
- COSTA, C. N.; COSTA, J. A. S.; RAMALHO, M. Biologia reprodutiva de espécies simpátricas de Malpighiaceae em dunas costeiras da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 103-114, 2006.
- CRAWFORD, R. M. M.; STUDER, C.; STUDER, K. Deprivation indifference as a survival strategy in competition: advantages and disadvantages of anoxia tolerance in wetland vegetation. *Flora*, Salt Lake, v. 182, p. 189-201, 1989.
- DAFNI, A.; KEVAN, P.G.; HUSBAND, B. C. *Practical Pollination Biology*. Ontario: Enviroquest, 2005. 589p.
- FAEGRI, K.; PIJL, V. D. *The principles of pollination ecology*. Oxford: Pergamon, 1979. 127p.
- FARIA, A. P. G.; MATAALLANA, G.; WENDT, T.; SCARANO, F. R. Low fruit set in the abundant dioecious tree *Clusia hilariana* (Clusiaceae) in a Brazilian restinga. *Flora*, Salt Lake, v. 201, p. 606–611, 2006.
- FELDMAN, T. S.; MORRIS, W. F.; WILSON, W. G. When can two plant species facilitate each other's pollination? *Oikos*, Lund, 105: p. 197-207, 2004.
- FUHRO, D.; ARAUJO, A.M.; IRGANG, B. E. Are there evidences of a complex mimicry system among *Asclepias curassavica* (Apocynaceae), *Epidendrum fulgens* (Orchidaceae), and *Lantana camara* (Verbenaceae) in Southern Brazil? *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 33, n. 4, p. 589-598, 2010.
- GHAZOUL, J. Floral diversity and the facilitation in pollination. *Journal of Ecology*, London, v. 94, p. 295-304, 2006.
- GOTTSBERGER, G.; CAMARGO, J. M. F.; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. A bee-pollinated tropical community: the beach dune vegetation of Ilha de São Luis, Maranhão, Brasil. *Botanische Jahrbucher fur Systematik, Panzengeschichte und Panzengeographie*, Leipzig, v. 109, n. 4, p. 469 -500, 1988.
- HEINRICH, B. *Bumblebee Economics*. Cambridge: Harvard University Press, 1979. 224p.

- HEGLAND, S. J.; TOTLAND, Ø. Relationships between species' floral traits and pollinator visitation in a temperate grassland. *Oecologia*, Berlin, v. 145, p. 586–594, 2005.
- HEGLAND, S. J.; BOEKE, L. Relationships between the density and diversity of floral resources and flower visitor activity in a temperate grassland community. *Ecological Entomology*, York, v. 31, p. 532-538, 2006.
- JANZEN, D. H. Euglossine bees as long-distance pollinators of tropical plants. *Science*, New York, v. 171, p. 203–205, 1971.
- KEARNS, C. A.; INOUE, D. W.; WASER, N. M. Endangered mutualisms: The conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto, v. 29, p. 83-112, 1998.
- LÁZARO, A.; LUNDGREN, R.; TOTLAND, Ø. Co-flowering neighbors influence the diversity and identity of pollinator groups visiting plant species. *Oikos*, Lund, v. 118, p. 691-702, 2009.
- LEÃO, Z. M. A. N.; DOMINGUEZ, J. M. L. Tropical coast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, Coventry, v. 41, p. 112-122, 2000.
- LIHOREAU, M.; CHITTKA, L.; RAINE, N. E. Trade-off between travel distance and prioritization of high-reward sites in traplining bumblebees. *Functional Ecology*, London, v. 25, p. 1284–1292, 2011a.
- LIHOREAU, M.; CHITTKA, L.; LE COMBER, S. C.; RAINE, N. E. Bees do not use nearest-neighbour rules for optimization of multi-location routes. *Biology Letters*, London, 2011b. Disponível em: <doi:10.1098/rsbl.2011.0661 >. Acesso em: 10 de jan. 2012.
- LOPEZARAIZA-MIKEL, M. E.; HAYES, R. B.; WHALLEY, M. R.; MEMMOTT, J. The impact of an alien plant on a native plant-pollinator network: an experimental approach. *Ecology Letters*, Davis, v. 10, p. 539–550, 2007.
- MACHADO, I. C.; LOPES, A. V. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany*, Oxford, v. 93, n. 3, p. 365-376, 2004.
- MEMMOTT, J., WASER N. M. & PRICE, M. V. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London*, London, v. 271, p.2605-2611, 2004.
- MOELLER, D. A. Facilitative Interactions among Plants via Shared Pollinators. *Ecology*, New York, v. 85, n. 12, p. 3289-3301, 2004.

- MOELLER, D. A. Pollinator community structure and sources of spatial variation in plant-pollinator interactions in *Clarkia xantiana* ssp *xantiana*. *Oecologia*, Berlin, v. 142, p. 28-37, 2005.
- MUELLER-DUMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York, John Wiley & Sons.
- NUNES-SILVA, P.; HRNCIR, M.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. A polinização por vibração. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 14, p. 140-151, 2010.
- PASQUET, R. S.; PELTIER, A.; HUFFORD, M. B.; OUDIN, E.; SAULNIER, J.; PAUL, L.; KNUDSEN, J. T.; HERREN, H. R.; GEPT, P. Long-distance pollen flow assessment through evaluation of pollinator foraging range suggests transgene escape distances. *PNAS*, v. 105, n. 36, p. 13456-13461, 2009.
- PIGOZZO, C. M.; NEVES, E. L.; JACOBI, C. M.; VIANA, B. F. Comportamento de Forrageio de *Xylocopa* (*Neoxylocopa*) *cearensis* (Apoidea, Anthophoridae) Ducke, 1910 em População *Cuphea brachiata* Koehne (Lythraceae). *Neotropical Entomology*, Curitiba, v. 36, p. 652-656, 2007.
- PIGOZZO, C. M.; VIANA, B. F.; SILVA, F. O. A interação entre *Cuphea brachiata* Koehne (Lythraceae) e seus visitantes florais nas dunas litorâneas de Abaeté, Salvador, Bahia. *Lundiana*, Belo Horizonte, v. 7, n. 1, p. 47-53, 2006.
- PIGOZZO, C. M.; VIANA, B. F. Estrutura da rede de interações entre flores e abelhas em ambiente de caatinga. *Oecologia australis*, Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, p. 100-114, 2010.
- RAUNKIAER, C. The life forms of plants and statistical geography. Oxford: Clarendon, 1934. 634p.
- RICHARDS, A. J. *Plant breeding systems*. London: George Allen & Unwin, 1997. 529p.
- RIZZINI, C. T. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. São Paulo: EDUSP, 1979. 327p.
- SARGENT, R. D.; ACKERLY, D. D. Plant-pollinator interactions and the assembly of plant communities. *Trends in Ecology and Evolution*, Cambridge, v. 23, n. 3, p. 123-130, 2008.
- SCARANO, F. R. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. *Annals of Botany*, Oxford, v. 90, p. 517-524, 2002.
- SCARANO, F. R.; DUARTE, H. M.; FRANCO, A. C.; GESSLER, A.; MATTOS, E. A.; RENNENBERG, H.; LÜTTGE, U. Physiological synecology of tree species in relation to geographic distribution and ecophysiological parameters at the Atlantic forest periphery in Brazil: an overview. *Trees Structure and Function*, Darmstadt, v. 19, p. 493-496, 2005.

SEI – ANUÁRIO ESTATÍSTICO DA BAHIA. Salvador, 1999. p.57-59.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS - SEMARH. APA do Abaeté, Salvador, Bahia. Disponível em: <http://www.sema.ba.gov.br/conteudo.aspx?s=APAABAET&p=APAAPA>. Acesso em: 04 de jan. 2011.

SILVA, F. O.; VIANA, B. F.; NEVES EL. Biologia e arquitetura de ninhos de *Centris* (Hemisiella) tarsata Smith (Hymenoptera: Apidae: Centridini). *Neotropical Entomology*, Curitiba, v. 30, n. 4, p. 541-545, 2001.

SILVA, F. O.; VIANA, B. F. Distribuição de ninhos de abelhas *Xylocopa* (Hymenoptera: Apidae) em uma área de dunas litorâneas. *Neotropical Entomology*, Curitiba, v. 31, n. 4, p. 661-664, 2002.

SILVA, F. O.; VIANA, B. F.; JACOBI, C. M. The floral biology of *Eriope blanchetii* (Lamiaceae) in coastal sand dunes of NE Brazil. *Austral Ecology*, Adelaide, v. 30, p. 243-249, 2005.

SILVA, F. O.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. Landscape functional connectivity of the carpenter bee *Xylocopa cearensis* Ducke in sand dunes, Brazil. In: LATIN AMERICAN LANDSCAPE ECOLOGY CONFERENCE, 171-172., 2009, Campos do Jordão. Anais da Latin American Landscape Ecology Conference. Campos do Jordão, 2009.

THOMPSON, J. D. How do visitation patterns vary among pollinators in relation to floral display and floral design in a generalist pollination system? *Oecologia*, Berlin, v. 126, p. 386-394, 2001.

VIANA, B. F.; KLEINERT, A. M. P. A community of flower-visiting bees (Hymenoptera: Apoidea) in the coastal sand dunes of northeastern Brazil. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 5, n. 2, p. 1-13, 2005.

VIANA, B. F.; SILVA, F. O.; KLEINERT, A. M. P. A Flora apícola de uma área restrita de dunas litorâneas, Abaeté, Salvador, Bahia. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 29, p. 13-25, 2006.

VIANA, B. F.; KLEINERT, A. M. P. Structure of bee-flower system in the coastal sand dune of Abaeté, northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, Curitiba, v. 50, n 1, p. 53-63. 2006.

ZALUAR, H. L. T.; SCARANO, F. R. Facilitação em restinga de moitas: um século de busca por espécies focais. In: ESTEVES, F. A.; LACERDA, L. D. (Orgs.). Ecologia de restingas e lagoas costeiras, Rio de Janeiro: NUPEM-UFRJ, 2000. p

Tabela I: Características das flores das plantas e grupos de visitantes associados as 95 espécies registradas nas 43 moitas amostradas na restinga aberta da APA do Abaeté, Salvador, BA. Cor da flor: Inconspícua (Inc) e Conspícua (Co); período da antese: diurna (Diu) e noturna (not); Recurso: néctar (N), Óleo (O), Resina (R), ausente (a); Tamanho da flor (diâmetro da corola exposta): P (<1cm), I (>1 <2 cm), G (>2cm); arranjo das flores: solitárias (S) e inflorescência (In); simetria: actinomorfa (ac) e zigomorfa (zi); deiscência da antera: rimosa (ri), valvar (va), poricida (po); Forma floral: tubo (T), prato (Pr), pincel (Pi), quilha (Q), campânula (Ca), funil (Fu). Os grupos funcionais de abelhas (GFA) são Mmi, EBm, Ts, TAm, Xy, Cr, Fg, Ag, Dl, Dp, Cl, Ch, Ct) e os outros grupos funcionais de visitantes (GFO) são Lep, Lepn, Ves, Mos, Bes, Mor, Bei, ane). Os visitantes não identificados são classificados como pequenos insetos (PI) e quando não há informação disponível em (NR).

Herbário /voucher	Família/ Espécie	Grupo de visitantes*	Atributos florais**									ref
			sistema sexual	antese	cor	forma	simetria	deiscência antera	Recurso	Arranjo floral	Tamanho	
	Amaranthaceae <i>Alternanthera littoralis</i> var. <i>maritima</i> (Mart.) Pedersen	nr	mo	n.i.	Inc	T	ac	ri	N	In	P	35
ALCB 89189	Anacardiaceae <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Ag, Cl, Tam, mos, ves. Tam	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	1, 36
HUEFS 33423	Apocynaceae <i>Ditassa crassifolia</i> Decne		mo	diu	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	2, 3, 21
HRB 28800	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Ct, Xy, Ebm, Lepn	mo	not	Inc	T	ac	ri	N	In	G	4, 33
HRB 43821	Araceae <i>Anthurium affine</i> Schott	Ts, bes	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	2, 3
HUEFS 33430	Arecaceae <i>Allagoptera brevicalyx</i> M. Moraes	Ts	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	2, 3, 34

ALCB 056062	<i>Bactris soeiroana</i> Noblick ex A.J. Hend.	bes	di	not	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	5, 3
ALCB 09342	<i>Attalea funifera</i> Mart. Asteraceae	Ts, Tam, bes, mos	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	6
ALCB 97594	<i>Lepidaploa arenaria</i> (Mart. Ex DC.) H. Rob.	Xy, Ct, DP, Ag	mo	diu	co	T	ac	ri	N	In	P	2, 3, 22
ALCB 89147	<i>Mikania nitida</i> DC RM King & H. Rob.	Xy, Ag, Tam, Ts	mo	diu	Inc	T	ac	ri	N	In	P	2, 3, 56
ALCB 89167	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Xy, Tam	mo	diu	co	T	ac	ri	N	In	P	42
ALCB 89135	<i>Stilpnopappus scaposus</i> DC.	Xy	mo	diu	co	T	ac	ri	N	In	P	2, 3
HRB 5130	<i>Calea angusta</i> S.F.Blake	PI	mo	diu	co	T	ac	ri	N	In	P	22
ALCB 89188	<i>Calea candolleana</i> (Gardner) Baker	PI	di	diu	co	T	ac	ri	N	In	P	22
ALCB 97592	<i>Tabebuia elliptica</i> (A.DC.) Sandwith	Xy, Ct, Ag, Ebm, Ts	mo	diu	co	T	zi	ri	N	In	G	2, 3, 52
ALCB 89164	<i>Hohenbergia littoralis</i> L.B. Sm.	bei	mo	diu	co	Pr	ac	ri	N	In	G	44
ALCB 33451	<i>Aechmea</i> sp	Ebm	mo	diu	co	Pr	ac	ri	N	In	G	2, 3, 45
ALCB 89176	Burseraceae <i>Protium bahianum</i> Daly	Xy, Ag, Tam, Ts	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	2, 3
ALCB 97603	<i>Protium icicariba</i> var. <i>talmonii</i> D.C. Daly	Xy, Ag, Tam, Ts	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	2, 3
ALCB 89136	<i>Tetragastris occhionii</i> (Rizzini) Daly	nr	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	
ALCB 029817	Cactaceae <i>Melocactus salvadorensis</i> Werderm.	bei	mo	diu	co	Pr	ac	ri	N	In	G	7, 3, 46
HUEFS	<i>Cereus fernambucensis</i>	mor	mo	not	co	Pr	ac	ri	N	In	G	47

33450	Lem.											
ALCB	Chrysobalanaceae	Ves, Lep e	mo	diu	Inc	Pi	ac	ri	N	In	P	8
89155	<i>Chrysobalanus icaco</i> L.	Tam										
ALCB	Clusiaceae	Xy, Ebm,	di	diu	co	Pi	ac	ri	R	In	G	2, 3,
89181	<i>Kielmeyera argentea</i>	Ts										34
ALCB	Choisy											
89180	<i>Kielmeyera reticulata</i>	Xy, Ebm,	di	diu	co	Pi	ac	ri	R	In	G	34
ALCB	Saddi	Ts										
043668	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.)	Ts, Tam	mo	diu	Inc	Pr	ac	ri	A	In	P	2, 9,
	Choisy											3, 48
ALCB	Convolvulaceae	Xy, Ag,	mo	diu	co	T	ac	ri	N	In	P	2, 3,
89191	<i>Evolvulus maximiliani</i>	Ts, DP										49
ALCB	Mart. ex Choisy											
97598	Cyperaceae	ane	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	A	In	P	61
ALCB	<i>Cyperus imbricatus</i> Retz.											
97597	<i>Lagenocarpus rigidus</i>	Tam, ane	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	A	In	P	10,
	(Kunth) Nees											61
ALCB	Dilleniaceae	Xy, Tam	mo	diu	co	Pi	ac	ri	A	In	G	11
89144	<i>Davilla flexuosa</i> A. St. -											
ALCB	Hil.											
15026	<i>Curatella americana</i> L.	Tam	mo	diu	co	Pi	ac	ri	A	In	G	11
ALCB	Dioscoreaceae	PI	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	A	In	P	
89138	<i>Dioscorea polygonoides</i>											
HUEFS	Humb. & Bonpl. ex Willd.											
33417	Ericaceae	Xy, Tam,	mo	diu	Inc	T	ac	ri	N	In	P	2, 3,
	<i>Agarista revoluta</i>	Ts										
	(Spreng.) Hook. f. ex Nied.											
	Eriocaulaceae	ane	di	diu	Inc	indef.	ac	ri	A	In	P	12,
	<i>Syngonanthus cf. gracilis</i>											58
	(Bong.) Ruhland											
HRB	Euphorbiaceae	Tam, Cr,	di	diu	Inc	Pi	ac	ri	N	In	P	13,
30830	<i>Croton campestris</i> A.St.-	Ag, Dl										14,
	Hil.											54

ALCB 02071	<i>Croton lundianus</i> (Didr.) Müll. Arg.	PI (obs. pessoal)	di	diu	Inc	Pi	ac	ri	N	In	P	54
ALCB 89179	<i>Croton sellowii</i> Baill.	Ts, Dp, Tam, ves, mos, lep	di	diu	Inc	Pi	ac	ri	N	In	P	15, 29
HUEFS 40472	<i>Euphorbia gymnoclada</i> Boiss.	DP	di	diu	Inc	Pi	ac	ri	N	In	P	53
HUEFS 33432	Fabaceae <i>Centrosema coriaceum</i> Benth.	Xy, Ts	mo	diu	co	Q	zi	ri	N	S	G	2, 3
ALCB 89150	<i>Chamaecrista ramosa</i> var. <i>ramosa</i> H.S.Irwin & Barneby	Xy, Tam, Ct, Ebm, Ts	mo	diu	co	Pr	zi	po	A	In	G	2, 3, 34
ALCB 97598-b	<i>Chamaecrista cytisoides</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Ct, Xy, Ebm (obs. pessoal)	mo	diu	co	Pr	zi	po	A	In	G	62
ALCB 21196	<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene var. <i>flexuosa</i>	Ebm, Ag	mo	diu	co	Pr	zi	po	A	In	G	16, 17, 62
ALCB 97600	<i>Moldenhawera nutans</i> L.P.Queiroz, G.P.Lewis & Allkin	Xy, Ct, Ts	mo	diu	co	Pr	zi	po	A	In	G	2, 3
HUEFS 33442	<i>Senna splendida</i> var. <i>gloriosa</i> H.S.Irwin & Barneby	Xy	mo	diu	co	Pr	zi	po	A	In	G	47
HUEFS 63091	<i>Swartzia apetala</i> Raddi var. <i>apétala</i>	Xy	mo	diu	Inc	Pi	zi	ri	A	In	I	2, 3, 25
ALCB 89137	<i>Stylosanthes viscosa</i> (L.) Sw.	Xy, DP, Ct	mo	diu	co	Q	zi	ri	N	In	P	2, 3, 23
HUEFS 33394	Humiriaceae <i>Humiria balsamifera</i> var. <i>parvifolia</i> (A.Juss.) Cuatrec	Xy, Ct, Ag, Tam, Ts	mo	diu	Inc	Ca	ac	ri	N	In	P	2, 3, 34
ALCB 89140	Icacinaceae <i>Emmotum affine</i> Miers	Xy, Ag, Tam	mo	diu	Inc	P	ac	ri	N	In	P	2, 3

ALCB 89193	Krameriaceae <i>Krameria bahiana</i> B.B.Simpson	Ct	mo	diu	co	Q	zi	po	O	In	I	2, 3, 51
		Cl, Cr, Dl, Xy, Ct,	mo	diu	co	Q	zi	ri	N	In	P	2, 3, 32
HUEFS 33366	Lamiaceae <i>Eriope blanchetii</i> (Benth.) Harley	Ebm, Ag, Tam, Ts, DP										
ALCB 89160	<i>Vitex cymosa</i> Berterro ex Spreng.	Xy, Ag, Ebm, Ts	mo	diu	co	Ca	zi	ri	N	In	I	2, 3, 29
HUEFS 33387	Lauraceae <i>Cassytha filiformis</i> L.	Ts	mo	diu	Inc	P	ac	va	N	In	P	
ALCB 89186	Lecythidaceae <i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	Xy, Cr, Ebm	mo	diu	co	Q	zi	ri	N	S	G	18, 19, 43
ALCB 89183	Loranthaceae <i>Struthanthus polyrhizus</i> (Mart.) Mart.	Xy, Tam, DP, Ag, Ts	mo	diu	co	T	ac	ri	N	In	I	2, 3, 33
ALCB 89159	<i>Psittacanthus dichroos</i> (Mart.) Mart.	lep, bei	mo	diu	co	T	ac	ri	N	In	G	2, 3, 37, 33
ALCB 89184	Lythraceae <i>Cuphea brachiata</i> Koehne	Ch, Xy, Ct, Fg, Mmi, Ebm, Ag, Ts, DP	mo	diu	co	T	zi	ri	N	In	I	2, 3, 31
ALCB 04569	Malpighiaceae <i>Byrsonima dealbata</i> Griseb.	Ct	mo	diu	co	Pr	zi	ri	O	In	G	30
ALCB 89139	<i>Byrsonima microphylla</i> A. Juss.	Ct	mo	diu	co	Pr	zi	ri	O	In	I	2, 3, 30
ALCB	<i>Byrsonima cf. morii</i> W.R. Anderson	Ct	mo	diu	co	Pr	zi	ri	O	In	G	30
HUEFS 33408	<i>Stigmaphyllon paralias</i> A.Juss.	Ct	mo	diu	co	Pr	zi	ri	O	In	G	2, 3, 30
ALCB 89158	Malvaceae <i>Waltheria cinerescens</i>	Xy, Ct, DP, Ag,	mo	diu	co	T	ac	ri	N	In	P	2, 3, 34

	A.St.-Hil	Tam, Ts										
	Melastomataceae	Xy, Ebm,	mo	diu	co	Pr	ac	po	A	In	G	2, 3
ALCB 89187	<i>Comolia ovalifolia</i> (DC.) Triana	Ag										
HRB 20535	<i>Tibouchina bradeana</i> Renner	Xy, Ct	mo	diu	co	Pr	ac	po	A	In	G	2, 3
HUEFS 33429	Molluginaceae <i>Mollugo verticillata</i> L.	ves?	mo	diu	Inc	Pi	ac	ri	A	In	P	3
ALCB 89152	Myrtaceae <i>Calycolpus legrandii</i> Mattos	Xy, Ag, Ebm, DP, Ts	mo	diu	Inc	Pi	ac	ri	A	In	G	2, 3, 60
ALCB 89141	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Ts	mo	diu	Inc	Pi	ac	ri	N?	In	P	60
ALCB 97591	<i>Myrcia hiemalis</i> Cambess.	nr	mo	diu	Inc	Pi	ac	ri	N?	In	P	60
ALCB 97585	<i>Myrcia salzmanni</i> O.Berg	Ts, Xy, Tam	mo	diu	Inc	Pi	ac	ri	N	In	P	60
ALCB 97590	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Xy, Tam, Ts	mo	diu	Inc	Pi	ac	ri	N?	In	P	2, 3, 60
ALCB	<i>Myrcia</i> sp	Xy, Tam, Ts	mo	diu	Inc	Pi	ac	ri	N?	In	P	60
ALCB 97586	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O.Berg	mos	mo	diu	Inc	Pi	ac	ri	N?	In	P	59
HUEFS 8027	Nyctaginaceae <i>Guapira pernambucensis</i> (Casar.) Lundell	PI	di	diu	Inc	Pi	ac	ri	N	In	P	20
HUEFS 8027	<i>Neea theifera</i> Oerst.	PI	di	diu	Inc	Pi	ac	ri	N	In	P	20
HUEFS 33455	Orchidaceae <i>Encyclia dichroma</i> (Lindl.) Schltr.	nr	mo	diu	co	T	zi	ri	N	In	G	55
HRB 36315	<i>Epidendrum orchidiflorum</i> (Salzm.) Lindl.	nr	mo	diu	co	T	zi	ri	N	In	G	55
HRB 30809	<i>Epidendrum cinnabarinum</i> Salzm.	nr	mo	diu	co	T	zi	ri	N	In	G	55

HRB 39301	<i>Vanilla bahiana</i> Hoehne Pentaphragmaceae	nr Ebm	mo mo	diu diu	co co	Ca Pr	zi ac	ri ri	N A	S In	G P	55 2, 3
ALCB 97589	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess. Poaceae	ane	mo	diu	Inc	Pi	zi	ri	A	In	P	
** ALCB 97606	Poaceae sp1 Polygalaceae <i>Polygala paniculata</i> L.	Xy	mo	diu	Inc	Q	zi	po	N	In	P	3, 24
ALCB 89190	Polygonaceae <i>Coccoloba laevis</i> Casar.	Xy, Ts, Tam	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	
ALCB 97605	<i>Coccoloba ramosissima</i> Wedd.	Xy, Ts, Tam	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	2, 3
UEFS 33365	<i>Coccoloba cordifolia</i> Meisn.*	Xy, Ts, Tam	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	2, 3
ALCB 89146	Rubiaceae <i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	DI, Xy, Tam, Ts	mo	diu	Inc	T	ac	ri	N	In	P	2, 3, 41
- HUEFS 4146	<i>Borreria cf. capitata</i> Ruiz & Pav. DC. <i>Chiococca plowmanii</i> Delprete	DI, Xy, Tam, Ts PI	mo mo	diu diu	Inc Inc	T T	ac ac	ri ri	N N	In In	P P	21, 41 26
ALCB 89149	<i>Denscantia cymosa</i> (Spreng.) E.L.Cabral & Bacigalupo	DI, Xy, Tam, Ts	mo	diu	Inc	T	ac	ri	N	In	P	2, 3, 41
ALCB 89175	<i>Guettarda platypoda</i> DC.	Ts, Lepn	mo	not	Inc	Pr	ac	ri	N	In	G	2, 3, 28
ALCB 09212	<i>Mitracarpus eichleri</i> K. Schum	Xy, DI, Ag, Tam, Ts, Ct	mo	diu	Inc	T	ac	ri	N	In	G	40
ALCB 97583	<i>Rudgea cf. irregularis</i> Müll. Arg.	Ebm, Ts	mo	diu	Inc	T	ac	ri	N	In	P	27
ALCB 89151	Sapotaceae <i>Manilkara salzmanii</i> (A. DC.) H.J. Lam	Xy, Tam, Ts	mo	diu	Inc	Pr	ac	ri	N	In	P	2, 3, 39
HRB	Smilacaceae	mos	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	a	In	P	

23312	<i>Smilax rufescens</i> Griseb.												
-	<i>Smilax</i> sp	mos	di	diu	Inc	Pr	ac	ri	A	In	P		
ALCB	Velloziaceae	Xy	mo	diu	co	Fu	ac	ri	A	S	G	2, 3,	
89156	<i>Vellozia dasypus</i> Seub.											38	
ALCB	Verbenaceae	Xy	mo	diu	co	T	zi	ri	N	In	P	2, 3,	
89172	<i>Lantana camara</i> L.											37	

* referências sobre visitantes florais, ** referências sobre biologia e morfologia floral, ***sistema de polinização

* ** 1. Lenzi & Orth (2004a), * ** 2. Viana & Kleinert (2006a), * ** 3. Viana et al (2006b), * ** 4. Darraut & Schindwein (2005), ** ** 5. Listabath (1996), * ** 6. Voeks (2002), *7. Raw (1996), *8. Freitas & Locatelli (2009), *9. Gonçalves et al (1996), *10. Franco et al (2009), * **11. Rech et al (2011), **12. Tannus et al (2006), *13. Faria- Mucci et al (2003), **14. Vidal et al (2008), * **15. Pimentel & Castro (2009), *16. Gottsberger-Silberbauer-Gottsberger (1988), **17. Camargo & Miotto (2004), *18. Ramalho e Batista (2005), **19. Pessoa 2008, *20. Martins (2005), **21. Vieira & Grabalos (2003), ** 22. Werpachowski et al (2004), **23. Ramalho & Rosa (2010), **24. Weekley & Brothers (2006), **25. Moco & Pinheiro (1999), **26. Castro et al (2008), **27. Pereira et al 2006, **28. Novo (2010). **29. Bawa et al (1985), **30. Costa et al (2006), **31. Pigozzo et al (2006), **32. Silva et al (2005), ** 33. Ramírez & Ornelas (2010)**34. Costa & Ramalho (2001), **35. Antonucci et al (2011), **36. Lenzi & Orth (2004b), **37. Barros et al (2001), **38. Jacobi & Del Sarto (2007), **39. Salinaspeba & Parratabla (2007), **40. Souza et al (2007), **41. Machado & Loiola (2000), **42. Hao et al (2011), **43. Potascheff (2010), **44. Santana (2008), **45. Lenzi et al (2006), **46. Colaço et al (2006), **47. Silva (2004), **48. Santos & Machado (1998), **49. Singh & Dhakre (2010), 50. ** Oliveira & Sazima (1990), **51. Willians & Finke (2011),**52. Barros (2001), **53. Schürch et al (2000),**54. Passos (1995), **55. Pansarin (2003), **56. Hong (2007), **57. Araujo (2011), **58. Ramos et al (2005), **59. Cruz & Resende (2008), **60. Proença & Gibbs (1994), **61. Bryson & Carter (2008).

Tabela II: Lista das referências utilizadas para levantamento dos dados sobre visitantes florais, morfologia e biologia floral das 95 espécies registradas nas moitas amostradas (n=43 moitas), em restinga aberta, Salvador, BA. A ordem das referências segue a numeração citadas na tabela I.

1. LENZI, M.; ORTH, A. I. Fenologia reprodutiva, morfologia e biologia floral de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae), em restinga da Ilha de Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, v. 17, n. 2, p. 67-89, 2004a.
2. VIANA, B. F.; SILVA, F. O.; KLEINERT, A. M. P. A flora apícola de uma área restrita de dunas litorâneas, Abaeté, Salvador, Bahia. *Revista Brasileira de Botanica*, v. 29, p. 13-25, 2006a.
3. VIANA, B. F.; KLEINERT, A. M. P. Structure of bee-flower system in the coastal sand dune of Abaeté, northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, v. 50, n. 1, p. 53-63, 2006b.
4. DARRAULT, R. O.; SCHILINDWEIN, C. Limited Fruit Production in *Hancornia speciosa* (Apocynaceae) and Pollination by Nocturnal and Diurnal Insects. *Biotropica*, v. 37, n. 3, p. 381-388, 2005.
5. LISTABARTH, C. Pollination of *Bactris* by *Phyllotrox* and *Epurea*. Implications of the Palm breeding beetles on pollination at the community level. *Biotropica*, v. 28, n. 1, p. 69-81, 1996.
6. VOEKS, R. A. Reproductive ecology of the piassava palm (*Attalea funifera*) of Bahia, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v. 18, p. 121-136, 2002.
7. RAW, A. Territories of the ruby-topaz hummingbird *Chrysolampis mosquitus* at flowers of the “turk’s cap” cactus *Melocactus salvadorensis* in the dry caatinga of north-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 56, p. 581-584, 1996.
8. FREITA, T.; LOCATELLI, E. Ecologia da polinização de *Chrysobalanus icaco* L. (Chrysobalanaceae): uma espécie fixadora de duna. Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil. p. 1-3. 2009.
9. GONÇALVES, S. J.; RÊGO, M.; ARAÚJO, A. Abelhas sociais (Hymenoptera: Apidae) e seus recursos florais em uma região de mata secundária, Alcantara, MA, BRASIL. *Acta Amazonica*, v. 26, n. ½, p. 55-68, 1996.
10. FRANCO, E. L.; AGUIAR, C. M. L.; FERREIRA, V. S.; OLIVEIRA-REBOUÇAS, P. L. Plant use and niche overlap between the introduced honey bee (*Apis mellifera*) and the native Bumblebee (*Bombus atratus*) (Hymenoptera: Apidae)

- in an area of tropical mountain vegetation n Northeastern Brazil. *Sociobiology*, v. 53, n. 1, p. 141-150, 2009.
11. RECH, A. R.; MANENTE-BALESTIERI, F. C. L.; ABSY, M. L. Reproductive biology of *Davilla kunthii* A. St-Hil. (Dilleniaceae) in Central Amazonia. *Acta Botanica Brasilica*, v. 25, n. 2, p. 487-496, 2011.
 12. TANNUS, J. L. S.; ASSIS, M. A.; MORELLATO, L. P. Fenologia reprodutiva em campo sujo e campo úmido numa área de cerrado no sudeste do Brasil, Itirapina, SP. *Biota Neotropica*, v. 6, n. 3, p. 1-27, 2006.
 13. FARIA-MUCCI, G. M.; MELO, M. A.; CAMPOS, L. A. O. A fauna de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) e plantas utilizadas como fonte de recursos florais, em um ecossistema de campos rupestres em Lavras Novas, Minas Gerais, Brasil. In: MELO, G. A. R.; ALVES-DOS-SANTOS, I. (org.). *Apoidea Neotropica: Homenagem aos 90 Anos de Jesus Santiago Moure*. Editora UNESC, Criciúma. 2003. p. 241-663.
 14. VIDAL, M. G.; SANTANA, N. S.; VIDAL, D. Flora apícola e manejo de apiários na região do recôncavo sul da Bahia. *Revista Acadêmica Ciências Agrárias*, v. 6, n. 4, p. 503-509, 2008.
 15. PIMENTEL, K. G. M.; CASTRO, C. C. Biologia reprodutiva de *Croton sellowii* Baill.(Euphorbiaceae) em uma restinga de Pernambuco. IX Jornada de Ensino Pesquisa e Extensão – JEPEX 2009. VI Semana Nacional de Ciência e Tecnologia. Recife 19 a 23 outubro de 2009, Universidade Federal de Pernambuco, GEGOE Centro de Ensino de Graduação. Disponível em <www.eventosufrpe.com.br/jepex2009/cd/resumos/R0998-1.pdf>. Acesso em 10 de dezembro de 2011.
 16. GOTTSBERGER, G.; SIBERBAUER-GOTTSBERGER, I. Evolution of flower structures and pollination in Neotropical Cassiinae (Caesalpinaceae) species. *Phyton*, v. 28, n. 2, p. 293-320, 1988.
 17. CAMARGO, R. A.; MIOTTO, S. T. S. O gênero *Chamaecrista* Moench (Leguminosae-Caesalpinioideae) no Rio Grande do Sul. *Iheringia Série Botânica*, Porto Alegre, v. 59, n. 2, p. 131-148, 2004.
 18. RAMALHO, M.; BATISTA, M. A. Polinização na Mata Atlântica: perspectiva ecológica da fragmentação. In: FRANK, C. R.; ROCHA, P. L. B.; KLEIN, W.; GOMES, S. L. (Eds.), *Mata Atlântica e Biodiversidade*, pp. 93-141. Universidade Federal de Bahia, Salvador. 2005.

19. PESSOA, M. S. *Comparação da comunidade arbórea e fenologia reprodutiva de duas fisionomias em floresta atlântica no sul da Bahia, Brasil*. 2008. 79p. Dissertação Mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus. 2008.
20. MARTINS, F. Q. *Sistemas de polinização em fragmentos de cerrado na região do Alto Taquari (GO, MS, MT)*. 2005. 90p. Dissertação Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2005.
21. VIEIRA, M. F.; GRABALOS, R. Sistema reprodutivo de *Oxypetalum mexiae* Malme (Asclepiadaceae), espécie endêmica de Viçosa, MG, Brasil, em perigo de extinção. *Acta Botanica Brasilica*, v. 17, n. 1, p. 137-145, 2003.
22. WERPACHOWSKI, J. S.; VARASSINI, I. G.; GOLDENBERG, R. Ocorrência de apomixia e partenocarpia em algumas espécies subtropicais de Asteraceae. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 27, n. 3, p. 607-613, 2004.
23. RAMALHO, M.; ROSA, F. J. Ecological interaction between the tiny keel flowers of *Stylosanthes viscosa* Sw. (Faboideae) and the large bee *Xylocopa* (*Neoxylocopa*) *cearensis* Ducke, 1910 (Apoidea, Hymenoptera), in tropical sand dune. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 3, p. 0-0, 2010. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br>>. Acesso em 10 de dezembro de 2011.
24. WEEKLEY, C. W.; BROTHERS, A. Failure of reproductive assurance in the chasmogamous flowers of *Polygala lewtonii* (Polygalaceae), an endangered sandhill herb. *American Journal of Botany*, v. 93, n. 2, p. 245–253, 2006.
25. MOCO, M. C. C.; PINHEIRO, M. C. B. Pollination ecology of *Swartzia apetala* Raddi var. *apetala* (leguminosae-papilionoideae). *Brazilian archives of biology and technology*, v. 42, n. 4, p. 0-0, 1999. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89131999000400006>>. Acesso em 10 de dezembro de 2011.
26. CASTRO, C. C.; OLIVEIRA, P.; PIMENTEL, R. M. M. Reproductive biology of the herkogamous vine *Chiococca alba* (L.) Hitchc. (Rubiaceae) in the Atlantic Rain Forest, SE Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 31, n. 2, p. 317-321, 2008.
27. PEREIRA, Z. F.; VIEIRA, M. F.; CARVALHO-OKANO, R. M. Fenologia da floração, morfologia floral e sistemas de incompatibilidade em espécies distílicas de Rubiaceae em fragmento florestal do sudeste brasileiro. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 29, n. 3, p. 471-480, 2006.

28. NOVO, R. R. *Biologia reprodutiva de Guettarda platypoda DC. (Rubiaceae) em uma área de restinga no estado de Pernambuco*. 2010. 47p. Dissertação de Mestrado. 2010. 47p.
29. BAWA, K. S.; PERRY, D. R.; BEACH, J. H. Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. I. Sexual systems and incompatibility mechanisms. *American Journal of Botany*, v. 72, p. 331-345, 1985.
30. COSTA, C. N.; COSTA, J. A. S.; RAMALHO, M. Biologia reprodutiva de espécies simpátricas de Malpighiaceae em dunas costeiras da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 29, n. 1, p. 103-114, 2006.
31. PIGOZZO, C. M.; VIANA, B. F.; SILVA, F. O. A interação entre *Cuphea brachiata* Koehne (Lythraceae) e seus visitantes florais nas dunas litorâneas de Abaeté, Salvador, Bahia. *Lundiana*, v. 7, n. 1, p. 47-53, 2006.
32. SILVA, F. O.; VIANA, B. F.; JACOBI, C. M. The floral biology of *Eriope blanchetii* (Lamiaceae) in coastal sand dunes of NE Brazil. *Austral Ecology*, v. 30, p. 243-249, 2005.
33. RAMÍREZ, M. M.; ORNELAS, J. F. Pollination and nectar production of *Psittacanthus schiedeanus* (Loranthaceae) in central Veracruz, Mexico. *Boletín de la Sociedad Botánica del México*, v. 87, p. 61-67, 2010.
34. COSTA, J. A. S.; RAMALHO, M. Ecologia da Polinização em ambiente de duna tropical (APA do Abaeté, Salvador, Bahia, Brasil). *Sitientibus série Ciências Biológicas*, v.1, n. 2, p. 141-153, 2001.
35. ANTONUCCI, N. P.; ABREU, D. D.; ALBUQUERQUE, M. P. G. F. Vivipary in *Alternanthera littoralis* var. *maritima* - first record for the Amaranthaceae. *Botânica Marina*, v. 54, v. 1, p. 105-108, 2011.
36. LENZI, M.; ORTH, A. I. Caracterização funcional do sistema reprodutivo da Aroeira-vermelha (*Schinus terebinthifolius* Raddi), em Florianópolis-SC, BRASIL. *Revista Brasileira de Fruticultura*, Jaboticabal, n. 26, v. 2, p. 198-201, 2004b.
37. BARROS, M. G.; GRAY, V. R.; CASTELAZO, C. D. Sincronia de floração entre *Lantana camara* L. (Verbenaceae) e *Psittacanthus calyculatus* (DC.) G. Don (Loranthaceae) ocorrentes nas dunas de la Mancha, Veracruz, México. *Acta Botânica Mexicana*, v. 57, p. 1-14, 2001.

38. JACOBI, C. M.; DEL SARTO, M. C. L. Pollination of two species of *Vellozia* (Velloziaceae) from high-altitude quartzitic grasslands, Brazil. *Acta Botanica Brasílica*, v. 21, n. 2, p. 325-333, 2007.
39. SALINASPEBA, L.; PARRATABLA, V. Phenology and pollination of *Manilkara zapota* in forest and homegardens. *Forest Ecology and Management*, v. 248, n. 3, p. 136-142, 2007.
40. SOUZA, E. B.; COSTA, C. B. N.; BORBA, E. L. Ocorrência de auto-incompatibilidade homomórfica em *Mitracarpus longicalyx* E. B. Souza & M. F. Sales (Rubiaceae – Spermaceae). *Revista Brasileira de Botânica*, v. 30, n. 2, p. 281-287, 2007.
41. MACHADO, I. C.; LOIOLA, M. I. Fly pollination and pollinator sharing in two synchronopatric species: *Cordia multispicata* (Boraginaceae) and *Borreria alata* (Rubiaceae). *Revista Brasileira de Botânica*, v. 23, n. 3, p. 305-311, 2000.
42. HAO, J. H.; QIANG, S.; CHROBOCK, T.; VAN KLEUNEN, M.; LIU, Q. Q. A test of baker's law: breeding systems of invasive species of Asteraceae in China. *Biological Invasions*, v. 13, p. 571–580, 2011.
43. POTASCHEFF, C. M. *Ecologia da polinização de Eschweilera nana Miers, uma Lecythidaceae do Cerrado*. 2010. 53p. Dissertação Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2010.
44. SANTANA, C. S. *Fenologia de floração, polinização e biologia floral de bromélias ornitófilas em uma área de campo rupestre da chapada Diamantina, Bahia*. 2008. Dissertação Mestrado, Universidade Estadual de Feira de Santana. 2008.
45. LENZI, M.; MATOS, J. Z.; ORTH, A. I. Variação morfológica e reprodutiva de *Aechmea lindenii* (E. Morren) Baker var. *lindenii* (Bromeliaceae). *Acta Botanica Brasílica*, v. 20, n. 2, p. 487-500, 2006.
46. COLAÇO, M. A. S.; FONSECA, R. B. S.; LAMBERT, S. M.; COSTA, C. B. N.; MACHADO, C. G.; BORBA, E. L. Biologia reprodutiva de *Melocactus glaucescens* Buining & Brederoo e *M. paucispinus* G. Heimen & R. Paul (Cactaceae), na Chapada Diamantina, Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 29, n. 2, p. 239-249, 2006.
47. SILVA V. C. *Biologia floral e sistema reprodutivo de duas espécies de Chamaecrista (Leguminosae) ocorrentes em Buíque, Pernambuco*. 2004. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2004.

48. SANTOS, M. J. L.; MACHADO, I. C. Biologia floral e heterostilia em *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy (Clusiaceae). *Acta Botanica Brasilica*, v. 12, p. 451-464, 1998.
49. SINGH, K. P.; HAVANA, B.; DHAKRE, G. Reproductive biology of *Evolvulus alsinoides* L. (medicinal herb). *International Journal of Botany*, v. 6, n. 3, p. 304-309, 2010.
50. OLIVEIRA PEAM., SAZIMA M. Pollination biology of two species of *Kielmeyera* (Guttiferae) from Brazilian cerrado vegetation. *Plant Systematics and Evolution*, v. 172, p. 35-49, 1990.
51. WILLIAMS, L. E. H.; FINKE, D. L. 2001. Breeding system and potential pollinators of the desert shrub *Krameria erecta* (Krameriaceae). Division of Plant Sciences, University of Missouri, Columbia, MO. The Preliminary Program for 96th ESA Annual Meeting (August 7 - 12, 2011), disponível em <http://eco.confex.com/eco/2011/preliminaryprogram/abstract_30622.htm>. Acesso em 11/12/2011.
52. BARROS, M. G. Pollination ecology of *Tabebuia aurea* (Manso) Benth. & Hook. and *T. ochracea* (Cham.) Standl. (Bignoniaceae) in Central Brazil cerrado vegetation. *Revista brasileira de Botânica*, v. 24, n. 3, p. 255-261, 2001.
53. SCHÜRCH, S.; PFUNDER, M.; ROY, B. A. Effects of ants on the reproductive success of *Euphorbia cyparissias* and associated pathogenic rust fungi. *Oikos*, 88: 6–12, 2000.
54. PASSOS, L. C. *Fenologia, polinização e reprodução de duas espécies de Croton (Euphorbiaceae) em mata semidecídua*. 1995. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1995.
55. PANSARIN, E. R. Biologia reprodutiva e polinização em *Epidendrum paniculatum* Ruiz & Pavón (Orchidaceae). *Revista brasileira de Botânica*, v. 26, n. 2, p. 203-211, 2003.
56. HONG, L.; SHEN, H.; YE, W. H.; CAO, H. L.; WANG, Z. M. Self-incompatibility in *Mikania micrantha* in South China. *Weed Research*, v. 47, n. 4, p. 280–283, 2007.
57. ARAÚJO, F. P.; FARIA, Y. E. F.; OLIVEIRA, P. E. 2011. Biologia floral e visitantes de *Gaylussacia brasiliensis* (Spr.) Meissner (Ericaceae) – uma espécie com anteras poricidas polinizada por beija-flores. *Acta Botanica Brasilica*, v. 25, n. 2, p. 387-394.

58. RAMOS, C. O. C.; BORBA, E. L.; FUNCH, L. S. 2005. Pollination in Brazilian *Syngonanthus* (Eriocaulaceae) Species: Evidence for Entomophily Instead of Anemophily. *Annals of Botany*, v. 96, n. 3, p. 387-397.
59. CRUZ, C. O.; RESENDE, M. D. V. Genetic improvement and mating system of the Camu Camu shrub in the Peruvian Amazon. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v. 30, n. 2, p. 450-454, 2008.
60. PROENÇA, C. E. B.; GIBBS, P. E. Reproductive biology of eight sympatric Myrtaceae from Central Brazil. *New Phytologist*, v. 126, p. 343-354, 1994.
61. BRYSON, C. T.; CARTER, R. In: BRYSON, C. T.; Richard Carter (Eds.). *Sedges: Uses, Diversity, and Systematics of the Cyperaceae*. The significance of cyperaceae as weeds. *Systematic Botany*, p. 15-101. 2008.
-

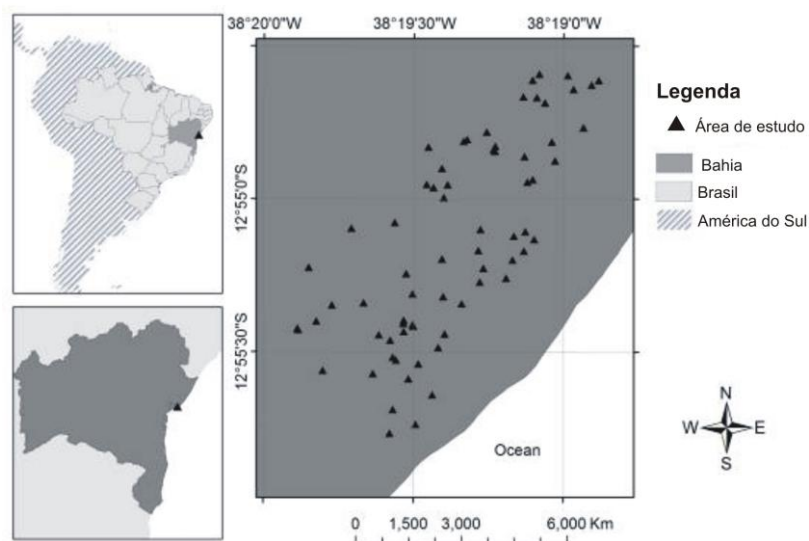


Figura 1: Localização geográfica do remanescente de restinga aberta estudado em Salvador, BA. Os triângulos pretos delimitam a área do remanescente no qual foram selecionadas as 43 moitas, que representam as unidades amostrais deste estudo.

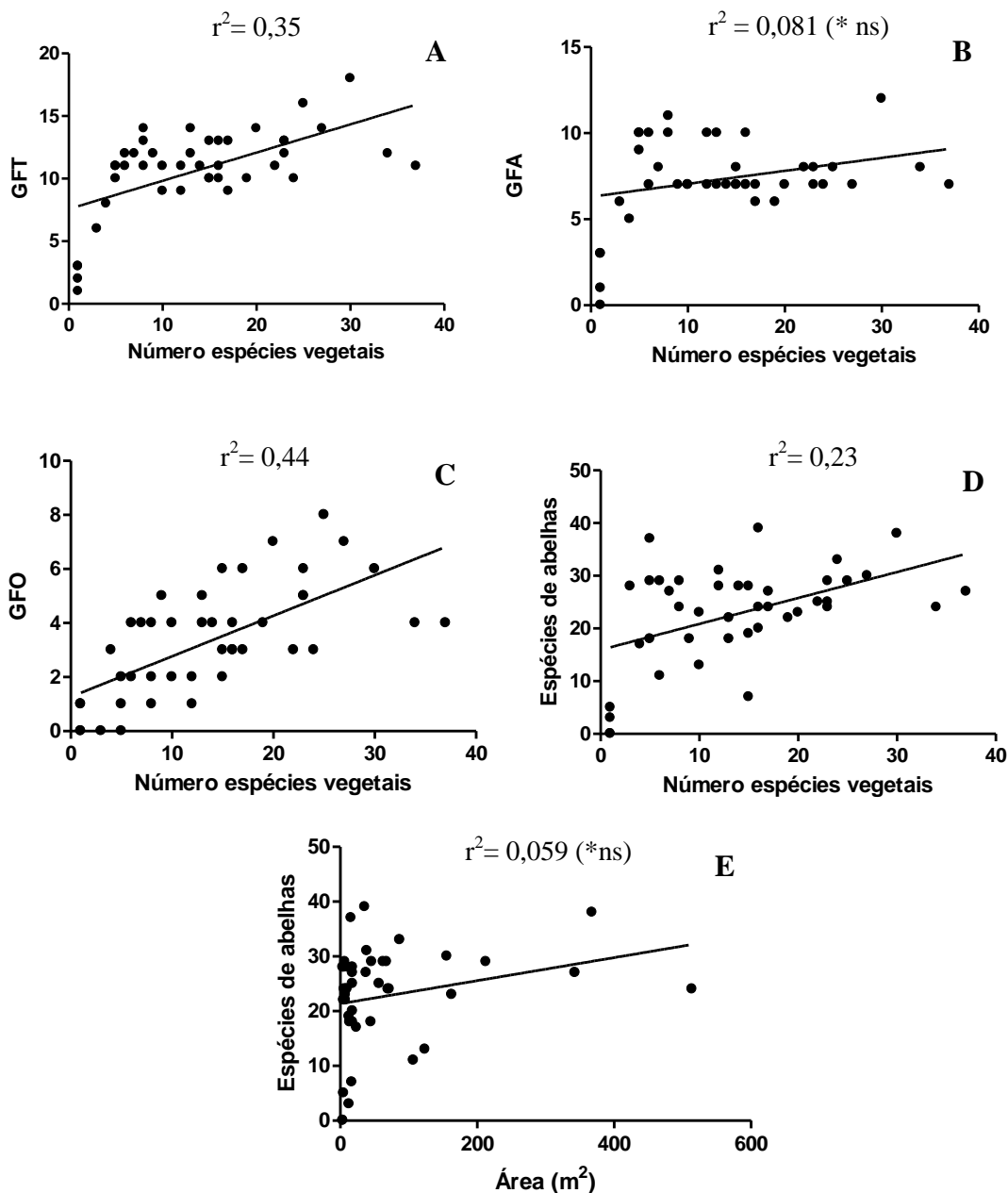


Figura 2: Resultados das regressões relacionando a diversidade de visitantes florais com o gradiente de riqueza de espécies vegetais e cobertura vegetal em moitas de restinga aberta, Salvador, BA. O número de grupos de visitantes (GFT) ($p < 0,0001$) (A), número de grupos de abelhas (GFA) ($p = 0,06$) (B), número de outros grupos de visitantes, exceto abelhas (GFO) ($p < 0,0001$) (C), número de espécies de abelhas ($p < 0,001$) (D) são positiva e diretamente relacionados com a riqueza de espécies nas moitas; o número de espécies de abelhas não foi influenciado pelo aumento da área de cobertura ($p = 0,115$). As análises foram realizadas nas 43 moitas para todos os parâmetros e ao nível de significância de 0,05.

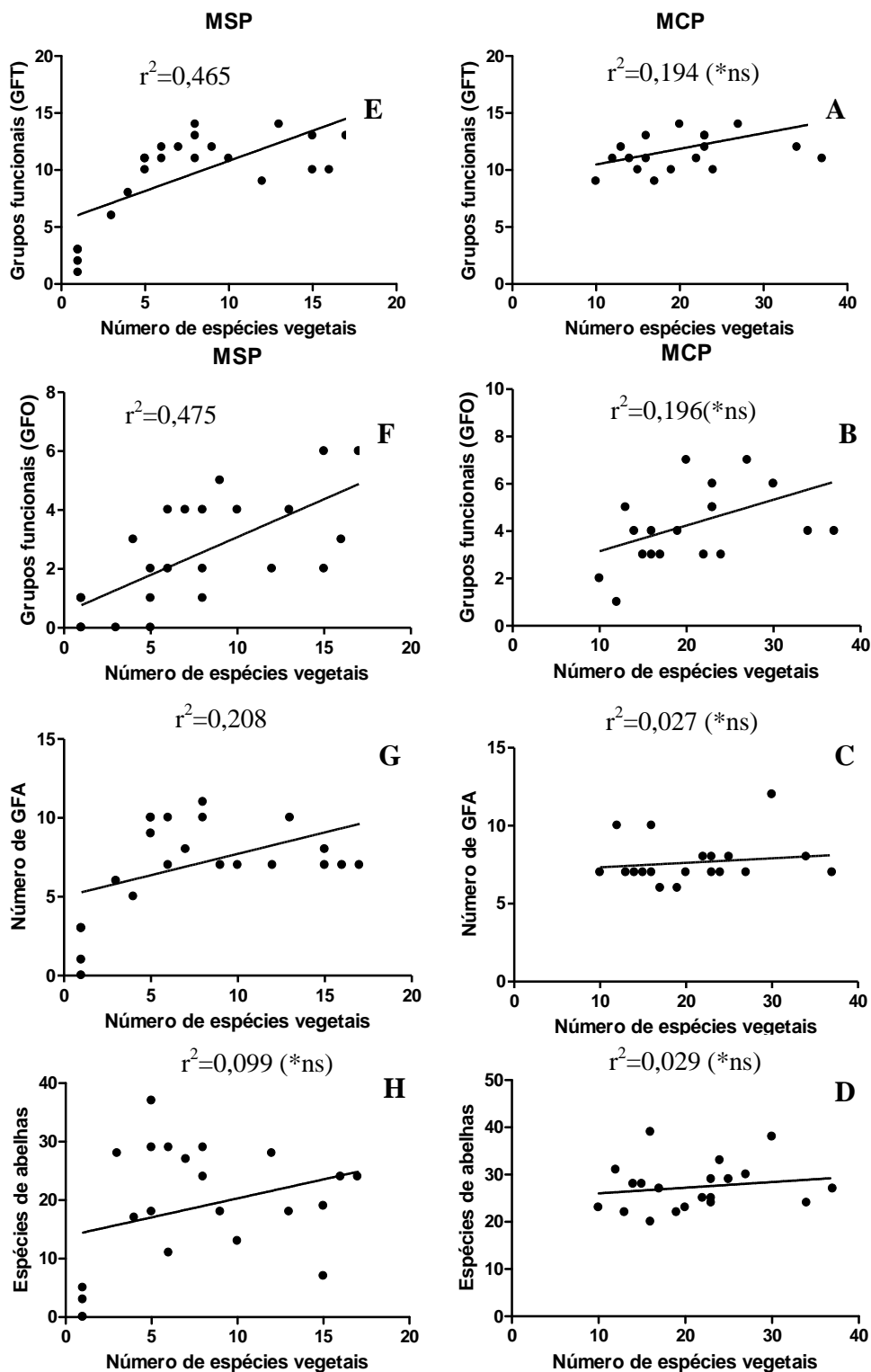


Figura 3: Resultados das regressões relacionando a riqueza de visitantes e o número de espécies nas moitas MCP (n=20) e MSP (n=23) em restinga aberta, Salvador, BA. Nas MSP (A-D), a diversidade de todos os grupos de visitantes (GFT) (A), outros visitantes, exceto abelhas (GFO) (B), e grupos de abelhas (GFA) foram direta e positivamente influenciados pela riqueza de plantas nas moitas (C), com exceção do número de

espécies de abelhas (D). Nas MCP (E-H), a variação na riqueza de plantas não influenciou significativamente a diversidade de nenhum dos grupos de visitantes.

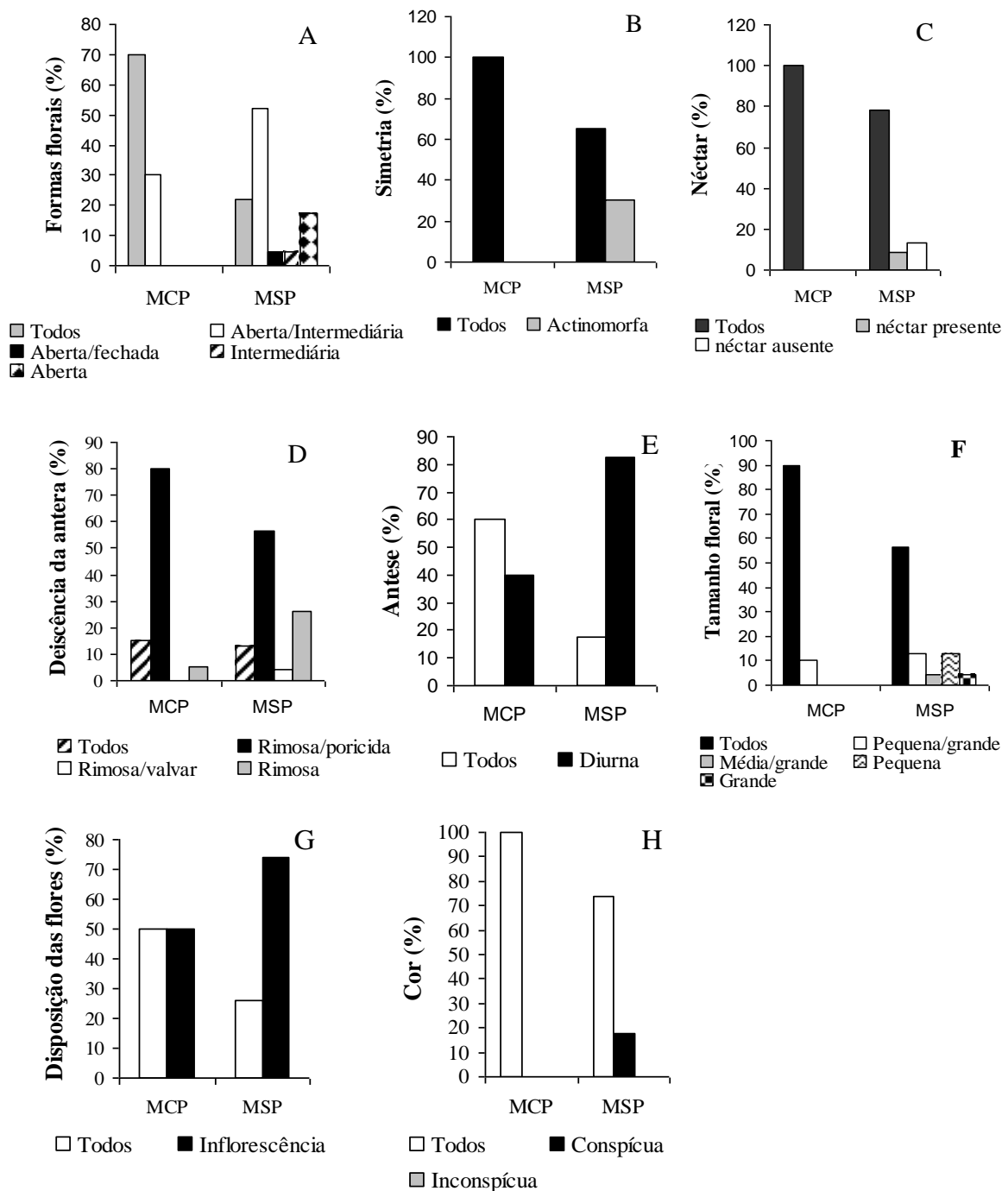


Figura 4: Distribuição dos caracteres florais em moitas de restinga costeira, Salvador, BA. Os dados da 4A – Formas florais, 4B – Simetria, 4C – Néctar, 4D – Deiscência, 4E – Antese, 4F – tamanho da flor, 4G – Disposição das flores, 4H –, 4I-J – formas florais, são apresentados em termos de percentuais de moita. Foram comparados dois grupos de moitas MSP (n=23) e MCP (n=20), representando diferentes níveis de riqueza.



**CAPÍTULO 4: Relação entre diversidade e
mecanismos de amenização do habitat em moitas de
restinga aberta**

RESUMO

A hipótese de facilitação prevê que determinadas espécies provêm microhabitats seguros para espécies próximas devido a amenização das condições abióticas estressantes. Neste estudo avaliamos a contribuição de fanerófitas abundantes no aporte e acumulação de serapilheira em moitas de restinga aberta. Para isso a serapilheira foi caracterizada qualitativa e quantitativamente, dentro e fora das moitas a partir de amostras coletadas entre Jan e Jun 2010, em quadrados de 0,25m² dispostos sob a copa de fanerófitas (A – sob a copa de *Protium bahianum* e B – sob a copa de outra fanerófitas abundante na moita) e em área aberta adjacente, sendo esta considerada controle (total de 20 moitas; 3 amostras/ moita). Com isso, pudemos avaliar a contribuição relativa de *P. bahianum* na formação de serapilheira. As amostras foram fracionadas em folhas, galhos, flores, frutos, sementes, miscelânea (material fragmentado diverso), raízes e plântulas. A análise qualitativa consistiu na identificação das espécies presentes na fração folhas. A estimativa da produção de serapilheira em 10 ton.ha⁻¹ é compatível com valores obtidos para ambientes florestados, e acima das estimativas para restinga. Além de serem fisionômica e estruturalmente importantes, as abundancia de fanerófitas está correlacionada ao aumento da disponibilidade de serapilheira nas moitas (p<0,05). A acumulação de serapilheira sob fanerófitas dentro das moitas não diferiu significativamente entre os microsítios (média =1,3 a 1,4 kg/m²), sendo 3-4 vezes maior que em área aberta (média =0,32 kg/m²). Na fração de folhas, que representa 54% da serapilheira, ocorreram 46 espécies, sendo a sua composição mais similar dentro das moitas (S=0,78) do que na área aberta (S=0,58), devido ao decréscimo de fanerófitas e concomitante incremento no aporte de follhas das herbáceas. Assim, a variabilidade espaciais na acumulação de serapilheira é influenciada pela presença de fanerófitas dominantes e co-ocorrentes (*P. bahianum*, *Manilkara salzmanii*, *Davilla flexuosa* e *Byrsonima microphylla*). *P. bahianum* fornece 19% do material vegetal da serapilheira, tem produção individual média de 13kg.ha⁻¹, e distribuição freqüente dentro (100% das amostras) e fora das moitas (80% das amostras). Nas moitas onde *P. bahianum* ocorre, as variáveis de diversidade analisadas e a acumulação de serapilheira são significativamente correlacionadas e superiores aos das moitas sem esta espécie, o que ressalta a importância de manter a integridade da paisagem. A amenização das condições abióticas pelas fanerófitas favorece a sua própria sobrevivência, devido a sensibilidade das gemas às condições abióticas extremas, e as demais espécies vizinhas.

Recomenda-se, portanto, a realização de estudos mais detalhados para avaliar esta hipótese e ampliar o conhecimento sobre o papel funcional dessas espécies.

PALAVRAS-CHAVE: biodiversidade – facilitação direta – habitat biogênico – fanerófitas – restinga.

ABSTRACT

The facilitation hypothesis predicts that some species may provide safety habitats to other species by ameliorating abiotic harsh environmental conditions. We investigated the role of locally abundant phanerophytes in generating spatial variability by production and accumulation of litter. We performed qualitative and quantitative characterization of litter both inside and outside shrub patches from Jan-Jun 2010, using 0.25m² quadrats placed in tree microsites: two under phanerophytes canopy (1st - under *Protium bahianum* canopy and 2nd - under canopy of other abundant species) and one in open adjacent patch area used as control sample (20 patches total; 3 samples/ patch). The aim was to evaluate the relative contribution of *P. bahianum* for litter formation. Collected samples were sorted under microscope in leaves, branches, flowers, fruits, seeds, roots, seedlings and miscellanea (fragmented and unidentified plant material). Qualitative analyses consisted in identifying the species forming leaf fraction. Litter production was 10 ton/ha⁻¹ which is higher than expected to find in restinga, but closer to values from forested areas. Besides their physiognomic and structural importance, the phanerophytes abundance correlates with increasing litter availability in patches ($p < 0.05$). Species tested do not differ in relation to the amount of litter under their canopies (média = 1.3 - 1.4 kg/m²), and was 3-4 times greater than open area (média = 0.32 kg/m²). Leaves from 46 species are the most representative litter fraction (54%), and microsites inside the patches had more similar composition ($S = 0.78$), comparing to open area samples ($S = 0.58$) due to the decreasing number of phanerophytes species and concomitant increasing of herb leaves. So, the pattern of spatial variability in litter availability is influenced by dominant phanerophytes coexisting in patches. *P. bahianum* provide 19% of litter organic matter, mean individual litter production of 13kg/ha⁻¹, and frequent distribution in samples from both inside (100% of samples) and outside patches (80% of samples). Patches with *P. bahianum* had diversity variables positively correlated with litter accumulation and significantly higher than in patches without this species. Habitat amelioration promoted by phanerophytes favors their own survivor, since they bears its perennating buds well above the surface of the ground, and to other

local species as well. Besides *P. bahianum*, other locally frequent and abundant species can be facilitative such as *Manilkara salzmanii*, *Davilla flexuosa* and *Byrsonima microphylla*, which highlights the importance of maintaining landscape integrity. Further detailed studies should address such hypothesis toward a better understanding of the functional role of such dominant phanerophytes.

KEY-WORDS: diversity – direct facilitation – phanerophytes – habitat amelioration – patch vegetation - restinga.

INTRODUÇÃO

Na restinga, o aporte de matéria orgânica pela queda e acumulação da serapilheira, em solos sob copas de arbustos e árvores, é um importante mecanismo promotor de heterogeneidade espacial (HAY; LACERDA, 1984, PERES et al., 2006) pois ameniza condições abióticas extremas, especialmente em termos de oferta de água (SINGH et al., 2003) e nutrientes (MORAES et al., 1999, SCHUMACHER et al., 2004, PIRES et al., 2006). A serapilheira é formada por fragmentos orgânicos, que compreendem folhas, caules, frutos, flores, bem como restos de animais e material fecal, e a liberação de nutrientes, a partir da sua decomposição, é considerado o meio mais importante de transferência de nutrientes entre a vegetação e o solo (HAY; LACERDA, 1984, RAMOS E PELLENS, 1994).

Estudos com enfoque no papel da biodiversidade no funcionamento dos ecossistemas reconhecem a importância ecológica da facilitação em escala local, pelos seus efeitos sobre a distribuição espacial dos organismos, abundância e resiliência do ecossistema (BRUNO et al., 2003). As interações bióticas determinam processos ecológicos essenciais para a manutenção da biodiversidade, atuando como um filtro que determina assembléias de espécies em escala local (SARGENT; ACKERLY, 2008).

A literatura sobre facilitação fornece inúmeros exemplos da importância das interações facilitadoras diretas em comunidades terrestre (F.O. SILVA; B.F. VIANA, dados não publicados), inclusive para área de restinga, onde plantas atenuam condições abióticas extremas, com conseqüências positivas para o vigor ecológico de espécies beneficiárias (ZALUAR; SCARANO, 2000, SCARANO et al., 2001, LIEBIG et al., 2001, SCARANO et al., 2004, CORREIA et al., 2010). No entanto, poucas espécies desempenham este papel funcional, traduzindo o pequeno grau de redundância funcional e alta fragilidade ambiental (SCARANO, 2002).

Nestes ambientes sob estresse ambiental, a facilitação atua através de mecanismos geradores de gradientes ambientais e habitats biogênicos seguros (FRANCO; NOBEL, 1989, PUGNAIRE et al., 1996, ALVAREZ et al., 2009, BISIGATO et al., 2009). Estudos, em dunas litorâneas, savanas áridas e semi-áridas e sistemas florestados, relacionam a presença de espécies lenhosas com a geração de gradientes ambientais (e.g. regime de água, condições edáficas, intensidade luminosa e temperatura), aumentando a heterogeneidade espacial (CALLAWAY et al., 2002, ALVAREZ et al., 2009).

A redução nos níveis locais de estresse ambiental resultante da ação de espécies vegetais facilitadoras via mecanismos de amenização do habitat são casos de engenharia ecossistêmica (JONES et al., 1997), onde organismos sésseis tamponam o ambiente estressante para outras espécies localmente e também para eles próprios. Desse modo, a facilitação tem conseqüências ecológicas para as espécies envolvidas pela amenização da competição e disponibilidade de recursos além das previsões do nicho realizado (BRUNO et al., 2003). Desse modo, a ação de facilitadores modifica as fontes de seleção natural e gera implicações para a sua própria evolução bem como a de qualquer outro organismo vizinho (ODLING-SMEE et al., 2003).

A vegetação de restinga é uma formação típica que ocorre no litoral brasileiro em materiais de origem quartzosos e pobres em nutrientes (GOMES, 2007). No litoral nordestino são predominantemente formações abertas, onde moitas arbustivas se destacam na paisagem naturalmente heterogênea, formando um mosaico de fitofisionomias, variando de herbáceas até arbóreas (BRITTO et al., 1993). Conseqüentemente, os microambientes sob moitas diferem muito das zonas herbáceas adjacentes (SCARANO, 2001), com implicações para a função ecossistêmica (ALVAREZ et al., 2009, BISIGATO et al., 2009), pois espécies diferentes ocupam esses gradientes, aumentando a diversidade vegetal em escala regional (PUGNAIRE et al., 1996). O fato das espécies de restinga serem submetidas a diferentes níveis desses fatores de estresse reflete diretamente na estrutura vegetacional, associações de espécies e formas biológicas predominante nas diferentes unidades de paisagem (FACELLI; PICKETT, 1991).

Nas dunas do Abaeté, estas moitas são formadas por poucas espécies co-dominantes, dentre elas *P. bahianum* (DALY, 1992), que a despeito da sua abundância e frequência local (F.O. SILVA & B.F. VIANA, pers. com.), tem distribuição restrita a restinga do estado da Bahia (DALY, 1992). Além disso, as condições abióticas

extremas, a paisagem heterogênea, a fragilidade dos processos ecológicos e os riscos ambientais resultantes das perdas aceleradas de habitat natural podem ocasionar a extinção local de muitas espécies restritas a esse ecossistema, a exemplo de *P. bahianum* e, conseqüentemente, da sua funcionalidade (DALY, 1992), resultando em mudanças dramáticas na composição específica e diversidade (SCARANO et al., 1998, SCARANO et al., 2004).

Em estudos prévios, a diversidade taxonômica, seja em nível de família ou específico, bem como a diversidade funcional, representado pelas formas de vida foram significativamente influenciadas pelo gradiente de tamanho das moitas (Cap 1, nesta tese). Em geral, as fanerófitas predominam nas moitas (VIANA et al., 2006, F. O. SILVA; B. F. VIANA, dados não publicados), pois são mais sensíveis a condições abióticas das áreas abertas devido a exposição das gemas (RAUNKIAER, 1934), podendo mediar interações facilitadoras que geram microhabitats favoráveis a outras espécies.

Este estudo investiga o aporte e acumulação de serapilheira sob a copa de fanerófitas abundantes, relacionando-o como provável mecanismo facilitador de diversidade em moitas de restinga aberta. Postulamos ainda que se *P. bahianum* Daly é facilitadora, esperamos encontrar maior riqueza associada a sua ocorrência nas moitas e maior aporte e acumulação de serapilheira sob esta espécie em relação a outras fanerófitas abundantes. Para isso, relacionamos parâmetros de riqueza nas moitas à ocorrência de *P. bahianum* e à quantidade de serapilheira acumulada sob sua copa; e analisamos qualitativa e quantitativamente a contribuição relativa de *P. bahianum*, em relação a outras fanerófitas abundantes na formação de serapilheira na restinga estudada.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A heterogeneidade espacial foi investigada em remanescente de 238 ha com restinga em moitas situada em Salvador, BA (12°55'07.19''S e 38°19'03.78''O), inserida na Área de Proteção Ambiental das lagoas e dunas do Abaeté, que ocupa a porção nordeste do município. O relevo local se caracteriza pela presença de dunas móveis, semimóveis e fixas. A oligotrofia ambiental é marcante devido à baixa capacidade de retenção de água e nutrientes do solo arenoso. Sob as dunas ocorrem mananciais hídricos subterrâneos expressivos, que alimentam terras úmidas

topograficamente mais baixas (Pinto et al., 1984). O clima é úmido (2.100mm anuais), com pequena ou nenhuma deficiência hídrica, A temperatura média anual é de 25,3°C e os índices de umidade relativa, na maior parte do ano, são superiores a 70% (Figura 1) (SEI, 1999).

A paisagem da restinga que ocupa a faixa litorânea, nos limites da APA do Abaeté se distribui em moitas intercaladas por áreas desnudas ou herbáceas (BRITTO et al., 1993), caracterizando o mosaico de habitats e associações florísticas (Figura 2). As moitas são unidades fisionômicas onde predominam nanofanerófitas (até 2m de altura), das quais as mais abundantes e frequentes são *Manilkara salzmanii*, *Byrsonima microphylla*, *Davilla flexuosa* e *Protium bahianum* (F. O SILVA; B. F. VIANA, dados não publicados). Essas moitas representam aproximadamente 38% da cobertura vegetal e a composição florística é dominada pelas famílias Myrtaceae, Rubiaceae, Leguminosae, Asteraceae (SILVA; VIANA, dados não publicados). O termo “moita” empregado para fins dos nossos estudos segue definição dada por Ribas et al (1994), como um “aglomerado” de plantas de hábito arbustivo e/ou arbóreo, com copas separadas de outras plantas por espécies de outras formas de vida ou por áreas desnudas.

Parâmetros de diversidade em moitas

As unidades amostrais correspondem a 43 moitas (0,29 ha), selecionadas com tamanho entre 4m² e 550 m². O programa ArcGis 9.1 foi utilizado para quantificar as moitas e calcular as suas respectivas áreas de cobertura, e a classificação da imagem foi feita a partir de ortofoto georeferenciada utilizando Fragstat 3.0 (para descrição detalhada dos critérios e procedimentos utilizados, ver o cap 1, desta tese). Com base na ocorrência espontânea de *P. bahianum* estas foram agrupadas em duas categorias: Moita com *P. bahianum* – MCP (n=20) e –Moita sem *P. bahianum* – MSP (n=23), Comparativamente, a área de cobertura das moitas MCP (0,22 ha ou 2.169m²) é significativamente maior que a das moitas MSP (0,07 ha ou 714m²) (Figura 3).

Em cada moita foram quantificados os parâmetros: riqueza específica e de famílias, formas de vida e riqueza e abundância de fanerófitas. As coletas botânicas foram realizadas em datas alternadas nos anos de 2009 (novembro e dezembro) e em 2010 (janeiro). A nomenclatura botânica foi consultada na base de dados da LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL 2012 in <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012>

As unidades amostrais (quadrados de 0,25m²) foram dispostos sob os microsítios de amostragem de serapilheira representados pelas copas de onze espécies: *Protium bahianum* Daly, *Manilkara salzmanii* (A. DC.) H.J. Lam (Ms), *Byrsonima microphylla*

A. Juss (Bm), *Chamaecrista cytisoides* (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby (Ccb), *Swartzia apetala* Raddi var. *apetala* (Saa), *Myrcia guianensis* (Aubl.) DC. (Mg), *Myrcia* sp (Msp), *Coccoloba laevis* Casar. (Cl), *Ternstroemia brasiliensis* Cambess. (Tb), *Chiococca plowmanii* Delprete (Cp), *Humiria balsamifera* var. *parvifolia* (A.Juss.) Cuatrec. (Hbp). Estas foram classificadas quanto a: forma de vida (classificação de Raunkiaer 1934, modificada por Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974), grau de lenhacidade (erva, arbusto e subarbusto), altura (m), densidade (ind/ha⁻¹) e frequência relativa (número de moitas em que a espécie está presente). Os dados fitossociológicos dessas espécies são provenientes de outro estudo (Silva FO e Viana BF, dados não publicados).

Nas moitas MCP, as análises qualitativas e quantitativas da serapilheira foram realizadas a partir de três microsítios, sendo dois deles no interior da moita (microsítio A e B) e um fora da sua área de influência, com distância de um metro a partir da borda (microsítio C, controle) (Tabela 1). Assim, o microsítio A está localizado sob a copa de *P. bahianum* (Pb) e o microsítio B sob a copa de outra espécie mais abundante na moita (B), visando identificar analisar o potencial de *P. bahianum* como facilitadora. O microsítio C foi determinado tendo como referência a margem da copa do indivíduo de *P. bahianum* amostrado, uma vez que esta espécie ocorre preferencialmente próxima às bordas da moita.

A estimativa da área da copa de *P. bahianum* foi feita considerando as medidas de largura (l) e comprimento (c) ($q = l \times c$, área do quadrado) obtidas a partir de 20 indivíduos selecionados para instalação dos quadrados. Optamos por estimar a área da copa com base na área do quadrado por ser esta a medida mais comparável as obtidas para a área da moita.

Coleta de serapilheira

A serapilheira acumulada foi recolhida a cada dois meses, no período entre fevereiro e agosto de 2010, a partir quadrados de 0,5 x 0,5 m (0,25 m²), delimitados com palitos de madeira e barbante, em localização fixa, totalizando 60 unidades (equivalente a 0,0015 ha amostrados). No ano de 2010, as coletas efetuadas nos meses de janeiro, março, maio e junho, são utilizadas como réplicas para a análise espacial. O tempo médio transcorrido entre a 1ª e 2ª coletas foi de 47 ± 6 dias (variação entre 27 e 52 dias), entre a 2ª e 3ª coletas foi de 46 ± 3 dias (42 e 50 dias) e entre a 3ª e 4ª coletas foi de 57 ± 3 dias (50 e 64 dias).

A inclinação do terreno onde os quadrados amostrais foram dispostos foi avaliada visualmente, sendo categorizados em plana (até 30⁰ aprox), suave (acima de 30⁰ até aprox 50⁰), acentuada (acima de aprox 50⁰). Em uma mesma moita, sempre que possível, os quadrados foram dispostos em terrenos com declividade semelhante (Tabela 1). Desconsideramos o efeito da variação na inclinação do terreno, devido a sua distribuição aleatória entre as amostras, de modo que todas as amostras (A, B, C) têm igual chance de capturar a variação.

As amostras de serapilheira coletadas foram acondicionadas e transportadas ao laboratório em embalagens plásticas. As amostras foram postas para secar em temperatura ambiente durante 3-4 dias. Após esse período, as amostras foram peneiradas para remoção das frações inorgânicas (areia e silte) e submetidas a triagem considerando as frações: folhas diversas espécies (F_div), folhas de *Protium bahianum* (F_pb), frutos e sementes de diversas espécies (Fr_div), frutos e sementes de *P. bahianum* (Fr_pb), galhos (Gh), inflorescência e flor de diversas espécies (Inf_fl_div), inflorescência de *P. bahianum* (Inf_fl_pb), plântula (PLAN), raiz (RA), miscelânea (partes vegetais fragmentada que não puderam ser incluídas nas demais categorias, e restos animais) (Misc). Cada fração foi acondicionada em embalagem de papel, identificada e seca em estufa a 70°C, por 48 horas. A seguir, as amostras foram postas ao resfriamento e, posteriormente, pesadas em balança de precisão (0,01g), no laboratório de preparação de amostras da Universidade Federal da Bahia. A padronização do tempo de pesagem visa impedir a reabsorção de umidade, evitando assim variações no peso.

A área amostrada é composta de 60 quadrados de 0,25 m² cada, distribuídos em 20 moitas (área total dos quadrados = 0,0015ha). A estimativa de acumulação de serapilheira total e das frações identificadas, para 1 ha foi obtida com base na quantidade acumulada na área circunscrita dos quadrados amostrados (kg) usando a medida do peso seco de todas as amostras e apresentada em kg.ha⁻¹.

A capacidade individual de acumulação de serapilheira pelas espécies foi estimada com base na 1ª amostra, com base na média dos indivíduos (quando possível) ou a partir de única amostra. A seguir, multiplicando-se a quantidade de serapilheira/sp (kg) pela densidade da espécie (número total de indivíduos de cada espécie/ ha), fez-se a projeção da sua capacidade de acumular serapilheira nas moitas (MCP e MSP) e em 1ha.

Análise de dados

Todos os parâmetros de riqueza (espécies, famílias, formas de vida e de fanerófitas) e de abundância (de todas as fanerófitas, das 11 espécies utilizadas como microsítios) foram correlacionados com o gradiente de cobertura vegetal (m^2), nas duas categorias de moitas MCP (n=20) e MSP (n=23). Devido a variação da área de cobertura das moitas MCP ser cerca de 3x maior que nas moitas MSP, estas foram analisadas, considerando o gradiente completo (MCP 20) e com apenas 16 moitas (MCP16), cujo tamanho da área de cobertura oscila entre 5 e $163m^2$. Com isso, a variabilidade entre as médias dos dois conjuntos de moitas MCP e MSP torna-se insignificante, reduzindo a influência do tamanho da área amostrada sobre os parâmetros de diversidade analisados neste estudo. A existência de diferenças significativas entre os grupos formados pelas moitas MCP20, MCP16 e MSP, quanto aos parâmetros: riqueza total de espécies e de famílias, forma de vida, abundância e riqueza de fanerófitas foi testada por Análise de Variância (ANOVA), seguida de teste de comparação múltipla de Tukey para evidenciar quais grupos diferem (Zar 1984).

A seguir, a quantidade de serapilheira acumulada ($kg.m^2$) nas moitas MCP (n=20) e MSP foram correlacionadas, utilizando como variável independente o gradiente de cobertura (área em m^2), por ser esta variável fortemente correlacionada com as demais.

As amostras dos três microsítios (A, B e C) foram analisadas quantitativamente e qualitativamente. Para comparar os microsítios foram utilizadas duas medidas quantitativas da serapilheira acumulada: (a) A quantidade total obtida a partir do somatório de todas as amostras e (b) a quantidade acumulada em 5 meses, cujo somatório exclui a quantidade obtida na primeira coleta, mantendo-se as amostras subsequentes. A estimativa mensal da produção de serapilheira foi feita com base nestas amostras, uma vez que para a primeira não se pode obter estimativa precisa do tempo de acumulação. A estimativa foi feita em kg/m^2 , apresentada graficamente e, a quantidade presente na maioria das amostras em termos de média e desvio padrão. Posteriormente, os valores obtidos para os microsítios A e B (dentro da moita) foram comparados com os valores do microsítio C (controle)

As análises qualitativas envolvem a identificação e frequência de ocorrência das espécies nas amostras, em cada microsítio (A, B, C), com base nos tipos foliares presentes na serapilheira. As espécies não identificadas, pelo menos em nível de família, foram excluídas da lista. A similaridade das amostras das frações formadas por folhas foi obtida pelo índice de similaridade de Sorensen (MAGURRAN, 1988), utilizando a

fórmula $C_s = 2j/(a+b)$ onde: j = número de espécies comuns a ambos os microsítios, a = número de espécies no microsítio A, b = número de espécies no microsítio b.

A existência de diferenças significativas (1) na contribuição relativa das frações de serapilheira identificadas nas amostras coletadas; (2) na produção de serapilheira (quantidade total acumulada e acumulado em 5 meses) entre os microsítios (A, B, C); (3) a quantidade de serapilheira acumulada sob as copa dos indivíduos das espécies *P. bahianum* (microsítio A), *Manilkara salzmanii* (microsítio B) e *Byrsonima microphylla* (microsítio B) foram comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis (ANOVA não paramétrica). O efeito da área da copa de *P. bahianum* (m^2) sobre a variável dependente representada pela serapilheira acumulada ($kg.m^2$) foi avaliado por teste de regressão simples (ZAR, 1984).

Para as análises quantitativas, os dados foram submetidos ao teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov, optando-se por testes não-paramétricos quando as amostras não atenderem a premissa da normalidade (MAGURRAN, 1988). Os testes estatísticos, com exceção da análise de similaridade de Sorensen, foram realizados utilizando o software GraphPad Prism 5.0 for Windows, ao nível de significância de 0,05.

RESULTADOS

As moitas MCP abrigam maior quantidade de espécies e de famílias, assim como de indivíduos e espécies fanerófitas (Tabela II, Figura 3). Os dois grupos, formados pelas moitas MCP20 e MCP16, não diferem estatisticamente entre si quanto a quaisquer dos parâmetros de diversidade analisados, mas os valores absolutos e a representação percentual em relação ao total amostrado para a área de estudo, foram menores nas moitas MCP16, com exceção da riqueza de famílias a qual se manteve inalterada. Desse modo, a redução da área total não altera as correlações entre as variáveis de diversidade analisadas e o gradiente de cobertura nas moitas MCP (Figura 4), por isso optamos por representá-las graficamente considerando o gradiente completo (MCP20).

As estimativas obtidas para as variáveis de diversidade em MCP16 e MSP16 são similares em termos dos valores totais amostrados, mas são estatisticamente diferentes mesmo quando a extensão do gradiente de tamanho e a área total das moitas MCP e MSP são equiparadas pela redução do número de unidades amostrais da MCP ($n=16$), com exceção da abundância de fanerófitas (Tabela II).

A variação numérica das espécies (máximo=37) e famílias (máximo=26) nas moitas MCP (Figura 4A e C) foi maior que nas moitas MSP iniciando-se a partir de

patamar superior, com o número mínimo de 10 espécies e 10 famílias (Figura 4B e D). A riqueza taxonômica, em nível de família e espécie, foi positivamente correlacionada com o gradiente ($p < 0,05$) de tamanho das moitas MCP, o que não ocorreu nas moitas MSP ($p > 0,05$).

As moitas MCP possuem elevada riqueza de formas de vida, não exibindo correlação com o gradiente de tamanho, enquanto nas moitas MSP o gradiente de tamanho influenciou a variação numérica das formas de vida (Figura 4D-E). Considerando exclusivamente as fanerófitas a correlação detectada foi significativa para as moitas MCP (máximo 22 espécies) ($p < 0,05$), mas não para as moitas MSP (Figura 4G). Em ambos os casos, há concordância entre o aumento da riqueza das fanerófitas e das espécies em geral (Figura 4G-H). A abundância das fanerófitas aumentou em função do gradiente de tamanho nos dois conjuntos de moitas ($p < 0,05$), embora a abundância tenha sido superior nas moitas MCP (Figura 4I-J).

A produção total de serapilheira na área estudada foi avaliada em $\sim 10 \text{ ton} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Tabela III), embora a estimativa da acumulação de serapilheira nos microsítios A, B e C (kg/m^2) tenha sido variável entre as moitas (Tabela IV). Excluindo-se a primeira amostragem, a quantidade de serapilheira acumulada nos microsítios foi menor, mas exibiu a mesma tendência observada para o total acumulado (ANOVA não paramétrica, A vs. B ns $P > 0,05$, B vs. C *** $P < 0,001$, B vs. C *** $P < 0,001$). Sob as copas de fanerófitas ou nas bordas das moitas ocorrem variadas proporções de hemicriptófitas, caméfitas, terófitas, lianas e holoparasitas. Os microsítios dentro das moitas (microsítios A e B) não diferiram quanto a acumulação média de serapilheira. No entanto, a acumulação de serapilheira nas moitas foi significativamente maior que na área aberta (microsítio C), ou seja, fora da área de influência direta da copa das fanerófitas (Tabela IV).

A variação na abundância das onze espécies (microsítios) sob as quais a acumulação de serapilheira foi medida está correlacionada ao gradiente de cobertura nas moitas MCP (Figura 5A), mas não nas MSP (Figura 5B). A quantidade de serapilheira acumulada está positivamente correlacionada com o gradiente de cobertura e abundância das fanerófitas (microsítios A e B) ($p < 0,05$) (Figura 5C-D-E-F). No entanto, a quantidade acumulada nas MSP é inferior em comparação com as MCP.

Em geral, as espécies utilizadas como microsítios de amostragem variam em densidade e frequência (Tabela V), destacando-se as espécies *Manilkara salzmanii* ($329 \text{ ind} \cdot \text{ha}^{-1}$), *Byrsonima microphylla* ($319 \text{ ind} \cdot \text{ha}^{-1}$) e *Protium bahianum* ($211 \text{ ind} \cdot \text{ha}^{-1}$). Por

isso, embora a capacidade individual de acumulação de serapilheira entre estas espécies não tenha sido estatisticamente diferente (ANOVA não paramétrica, $p < 0,05$), estas figuram entre as espécies com maior capacidade de acumulação de serapilheira localmente (Figura 6, Figura 7).

Tanto a abundância de *P. bahianum* quanto a quantidade de serapilheira acumulada sob esta espécie foram positivamente correlacionadas com o gradiente de cobertura das moitas ($p < 0,05$) (Figura 8A-B). Nesta espécie a acumulação é influenciada pela área de cobertura da copa ($p < 0,05$) (Figura 8C). A capacidade de acumulação média de serapilheira por indivíduos desta espécie foi estimada em 13 kg/ha^{-1} , e em 5 meses acumulou $4,4 \text{ kg/ha}^{-1}$. A espécie *P. bahianum* contribui com aproximadamente 19% (18 ton/ha^{-1}) da matéria vegetal incorporada à serapilheira, representada principalmente por folhas. Não foi evidenciada diferença significativa entre a fração constituída de folhas dessa espécie e outras frações como F_dv, Gh e Miscelânea (Tabela VII).

As folhas representam 54% da matéria orgânica incorporadas à serapilheira, sendo oriundas de 46 espécies e 29 famílias, sendo a maioria delas fanerófitas (Tabela VI). As espécies mais freqüentes nas amostras foram *P. bahianum*, *D. flexuosa*, *Myrcia* sp, e *M. salzmanii*, as quais são encontradas em menor freqüência no microsítio C. Destas, as folhas de *P. bahianum* são freqüentes em amostras de todos os microsítios, dentro (100% das amostras) e fora das moitas (80% das amostras). As frações dos microsítios A e B compartilham maior número de espécies, sendo mais semelhantes entre si (índice Sorensen = 0,79), do que em relação a C (índice Sorensen = 0,58).

DISCUSSÃO

A acumulação de serapilheira na restinga estudada está acima do esperado, pois superou estimativas descritas em ecossistemas similares no Brasil, cujos valores oscilam entre $3,9 \text{ ton/ha}^{-1}$ (MORAES et al., 1999), $5,1 \text{ ton/ha}^{-1}$ (PIRES et al., 2006) e $6,2 \text{ ton/ha}^{-1}$ (RAMOS; PELLENS, 1994). Portanto, embora a condição oligotrófica da restinga sugira menor aporte e capacidade de acumulação de biomassa morta sobre o solo, na área da APA do Abaeté a acumulação de serapilheira aproxima-se mais das estimativas obtidas para ambientes florestados. Pode ter contribuído para este resultado, a concentração das unidades de amostragem em moitas mais ricas, onde o aporte e acumulação de serapilheira é compartivamente maior devido a abundância de fanerófitas.

Em estudo paralelo realizado pelas autoras (F.O. SILVA; B.F. VIANA, dados não publicados), verificou-se que a distribuição espacial de *P. bahianum* é independente do tamanho da moita ($\chi^2 = 3,60$, $p > 0,05$), mas é positivamente associada a *B. microphylla* e *S. apetala* ($p < 0,05$). A ocorrência de *M. salzmanii*, por sua vez, está associada às espécies *D. flexuosa* e *B. microphylla* ($p < 0,05$). Esse resultado sugere que na área estudada, a riqueza de espécies e funcional da comunidade vegetal em moitas é influenciado positivamente não somente pelo tamanho da moita, mas pela presença de determinadas espécies associadas como sugere a comparação entre as moitas MCP e MSP.

Os resultados apresentados são favoráveis à hipótese que relacionam a facilitação como promotora de biodiversidade em escala local em ambientes tropicais do domínio Atlântico através de mecanismos de amenização do habitat (SCARANO, 2002). Em moitas da restinga estudada, o aporte e acumulação de matéria orgânica sob a forma de serapilheira oriunda das fanerófitas abundantes, *P. bahianum*, *Manilkara salzmanii*, *Davilla flexuosa* e *Byrsonima microphylla* pode ser um mecanismo facilitador importante localmente, via amenização das condições abióticas e geração de heterogeneidade espacial.

O tamanho da área amostral influencia a abundância e a riqueza, como evidenciado pela comparação dos gradientes de tamanho das moitas MCP, tanto em termos absolutos quanto percentuais, sendo que nas moitas acima de 200m² as curvas exibem valores com tendência a estabilização. Nas moitas MCP, a representatividade das famílias, espécies, formas de vida e de fanerófitas, são reduzidas ao removerem-se as moitas maiores (M64, M67, M68, M69), a fim de igualar a área total amostrada e a variação no gradiente com as moitas MSP. No entanto, esses parâmetros se mantêm significativamente maiores que nas moitas MSP e conservam o padrão das correlações obtidas para o gradiente completo. Entre as moitas MSP, apenas a riqueza de formas de vida e abundância de fanerófitas foram positivamente correlacionadas com o gradiente de cobertura.

Desse modo, a relação encontrada entre a acumulação de serapilheira nas moitas e o aumento da cobertura vegetal está correlacionada com o incremento na riqueza e abundância das fanerófitas, que são microsítios de acumulação e principal fonte de matéria orgânica, especialmente de folhas. De forma recíproca, este incremento de matéria orgânica sobre o solo eleva a riqueza taxonômica e de formas de vida

encontrada nas moitas. Estes processo pode estar influenciando os altos níveis biodiversidade taxonômica relatada para as dunas do Abaeté (BRITTO et al., 1993).

O componente lenhoso, formado predominantemente por fanerófitas, contribuiu significativamente para o aporte de matéria orgânica, sendo que a acumulação dentro da moita foi 3-4 vezes maior que na área aberta, dominada por herbáceas. No entanto, o aporte de folhas por fanerófitas no microsítio C indica que a área de influência da cobertura vegetal das moitas pode ser detectada até um metro além da borda.

É significativa a contribuição percentual das fanerófitas dominantes *P. bahianum* e *M. salzmanii* para o aporte local de serapilheira, especialmente pela queda de folhas, tanto em termos da sua distribuição entre os microsítios quanto em biomassa. Estes são os primeiros registros sobre estas espécies relacionando-as a este processo ecológico, as quais podem ser consideradas indicadoras de diversidade em moitas onde ocorrem. Assim, as características ecológicas das espécies supracitadas e sua contribuição no aporte e acumulação de serapilheira sugerem sua redundância funcional. Além disso, a distribuição associada dessas espécies permite hipotetizar que as moitas onde elas ocorrem (MCP) são potencialmente mais resilientes que as moitas MSP. Porém, a despeito da abundância local, algumas delas têm distribuição restrita como *P. bahianum*, sendo considerada sob risco de extinção devido a acelerada perda de habitat a qual a restinga está sujeita (DALY, 1992).

A importância de interações positivas estruturando comunidades vegetais e sua função em restinga da região sudeste foi relatada por outros autores (ZALUAR; SCARANO, 2000). No entanto, o mecanismo facilitador descrito em nosso estudo difere daquele investigado pelos autores anteriormente mencionados, os quais detectaram espécies facilitadoras atuando como plantas berçário, destacando-se *Clusia hilariana* e *P. icicariba*. Em nosso estudo, porém, as espécies não possuem atributos relacionados rotineiramente a esta função, e foi pouco freqüente a incidência de plântulas crescendo sob suas copas (SILVA FO, observação pessoal). Contudo, ambos os mecanismos são facilitadores de biodiversidade local, e segundo Scarano (2002) realizados por poucas espécies, caracterizando a baixa redundância funcional da restinga.

Porém, nas adjacências das moitas a presença de vegetação herbácea aumenta a capacidade de acumulação, não somente devido ao aporte de folhiço (partes vegetais mortas), mas pela retenção de material proveniente de outras espécies entre seus galhos, especialmente entre as caméfitas (ex. *Chamecrista ramosa* e *Cuphea brachiata*) e

espécies hemicriptófitas presentes na área como *Velozia dazypus* e *Lagenocarpus rigidus*, que formam agregações densas e promovem aporte adicional de matéria orgânica nas áreas abertas proveniente de suas folhas secas persistentes.

As fanerófitas que aportam e acumulam serapilheira possuem diferentes graus de esclerotização e tamanho foliar, caducifolia e características das copas (e.x. tamanho e densidade de folhagem), sendo estas características intrínsecas que contribuem para a variabilidade nas estimativas da produção de serapilheira entre as espécies. A caducifolia é evidente nas espécies *S. apetala* e *T. brasiliensis* que apresentam caducifolia parcial, formando copas relativamente pequenas e com baixa densidade de folhagem, enquanto nas demais espécies a queda acentuada de folhas está associada ao período de floração e/ou frutificação como em *P. bahianum* (F.O. SILVA, obs. pessoal).

Para algumas espécies citadas em nosso estudo, no entanto, há estimativas sobre a capacidade de acumulação como *Ternstroemia brasiliensis* (641kg.ha⁻¹/ano) (PIRES et al., 2006), na ilha do mel, Paraná. No qual esta espécie figura entre as dominantes e a amostragem foi realizada ao longo de 12 meses (PIRES et al., 2006). Desse modo, o fato de termos encontrado estimativa menor em nosso estudo (190kg/ha⁻¹) pode estar relacionado ao baixo número de amostras espaciais e temporais, decorrentes do tempo de estudo e da baixa abundância local de *T. brasiliensis*. No entanto a elucidação do papel efetivo destas espécies na ciclagem de nutrientes do sistema estudado depende do acréscimo de informações sobre a decomposição e conteúdo nutricional das folhas oriundas das diferentes espécies.

Este estudo forneceu novos indicativos sobre os mecanismos pelos quais a diversidade influencia funções ecológicas em ambiente de restinga. Os dados sugerem que a facilitação mediada por fanerófitas promove alterações nas propriedades bióticas (ex. diversidade) em microambientes das moitas e, embora não tenha sido quantificado, também nas propriedades físicas (ex. temperatura, nutrientes e água). Assim, o efeito tampão gerado por fanerófitas nas moitas cria um mecanismo de retroalimentação positiva que favorece todas as espécies que coexistem nas moitas. Assim, intervenções na paisagem devem considerar não apenas o tamanho das moitas, mas as associações e formas de vida vegetais nela contidas.

Os dados indicam que não apenas a hipótese de tolerância aos filtros de hábitat, mas também as interações bióticas positivas explicam os padrões locais de diversidade em moitas. Sugerimos que o papel funcional de espécies individuais e/ou associações de espécies, especialmente das fanerófitas em mecanismos de facilitação por amenização

do habitat seja alvo de estudos direcionados, visando elucidar sua relação com a capacidade de resiliência da comunidade de moitas. Iniciativas neste sentido demandam a conservação da integridade da paisagem na restinga estudada, especialmente das moitas maiores onde as fanerófitas se concentram dada a influência dos padrões locais de biodiversidade sobre determinados processos ecológicos essenciais, tais como o aporte de nutrientes.

AGRADECIMENTOS

F. O. da Silva agradece a CAPES/UFBA pela bolsa concedida e B F Viana agradece ao CNPq pela bolsa de produtividade em pesquisa (PQ 1D). As autoras agradecem ainda à equipe do Laboratório de Biologia e Ecologia de Abelhas, do Instituto de Biologia da UFBA, pelo auxílio nas atividades de campo. Ao MsC. Eduardo Moreira e ao Dr. Danilo Boscolo (UNIFESP) pelo mapeamento da área de estudo e ao Sr. Jorge Santana, presidente da UNIDUNAS, pelo apoio logístico durante incursões à campo.

REFERÊNCIAS

- ALVAREZ, J. A.; VILLAGRA, P. E.; ROSSI, B. E. & CESCO, E. M. Spatial and temporal litterfall heterogeneity generated by woody species in the Central Monte desert. *Plant Ecology*, Perth, v. 205, p. 295–303, 2009.
- ARAÚJO, D. S. D.; LACERDA, L. D. A natureza das restingas. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, v 6. p. 42-48, 1987.
- ARAÚJO, F. S.; OLIVEIRA, R. F.; LIMA-VERDE, L. W. Composição, espectro biológico e síndromes de dispersão da vegetação de um Inselbergue no domínio da caatinga, Ceará. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro, v. 59, n. 4, p. 659-671, 2008.
- BRITTO, I.C., QUEIROZ, L.P., GUEDES, M.L.S., OLIVEIRA, N.C. & SILVA, L.B. 1993. Flora fanerogâmica das dunas e lagoas de Abaeté, Salvador, Bahia. *Sitientibus*. 11:31-46.
- BRUMMITT, R. K.; POWELL, C. E. Authors of plant names. Kew, Royal Botanical Garden, 1992. 732p
- BISIGATO, A.; VILLAGRA, P. E.; ARES, J. Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: a multi-scale approach linking patterns and processes. *Journal of Arid Environment*, Chubut, v. 73, p.182–191, 2009.

- BRUNO, J. F.; STACHOWICZ, J. J.; BERTNESS, M. D. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution*, Cambridge, v. 18, p. 119–125, 2003.
- CALLAWAY, R. M.; BROOKER, R. W.; CHOLER, P.; KIKVIDZE, Z.; LORTIEK, C. J.; MICHALET, R.; PAOLINI, L.; PUGNAIRE, F. I.; NEWINGHAM, B.; ASCHEHOUG, E. T.; ARMAS, Q. C.; KIKODZE, D.; COOK, B. J. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature*, London, v. 417, p. 844-848, 2002.
- CALLAWAY, R. M. *Positive Interactions and interdependence in Plant Communities*. Dordrecht: Springer, 2007. 110p.
- CORREIA, C. M. B.; DIAS, A. T. C.; SCARANO, F. R. Plant-plant associations and population structure of four woody plant species in a patchy coastal vegetation of Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 33, n. 4, p. 607-613, 2010.
- DALY, D. C. New taxa and combinations in *Protium* Burm. f. Studies in Neotropical Burseraceae IV. *Brittonia*, Bronx, v. 44, n. 3, p. 280-299, 1992.
- FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *Botanical Review*, New York, v.57, p. 1–25. 1991.
- FRANCO, A. C.; NOBEL, P. S. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. *Journal of Ecology*, London, v. 77, p. 870–886, 1989.
- GOMES, F. H.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F.; GHERARDI, B.; PEREZ, X. L. O. Solos sob vegetação de restinga na ilha do Cardoso (SP). I – Caracterização e classificação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 31, p.1563-1580. 2007.
- HAY, J. D.; LACERDA, L. D. Ciclagem de nutrientes no ecossistema de restinga p.459-475. In: LACERDA, L. D.; ARAUJO, D. S. D.; CERQUEIRA, R.; TURCQ, B., eds. *Restingas: Origem, Estrutura e Processos*. Niterói: CEUFF, 1984. 480p.
- LUIZÃO, F. J.; SCHUBART, H. O. R. Litter production and decomposition in Terra Firme forest of Central Amazonia. *Experientia*, Berlin, v. 43, p. 259-265, 1987.
- JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, New York, v. 78, p. 1946-1957, 1997.
- KLEINPAUL, J. S.; SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; BRUN, F. G. K.; KLEINPAUL, J. J. Suficiência amostral para a coleta de serapilheira acumulada

- sobre o solo em *Pinus elliottii* Engelm, *Eucalyptus* sp e floresta estacional decidual. *Revista Arvore*, Viçosa, v. 29, n. 6, p. 965-972, 2005.
- LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL 2012 in <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012>
- LIEBIG, M.; SCARANO, F. R.; MATTOS, E. A.; ZALUAR, H. L. T.; LUTTGE, U. Ecophysiological and floristic implications of sex expression in the dioecious neotropical CAM tree *Clusia hilariana* Schtdl. *Trees*, British Columbia, v. 15, p. 278–288, 2001.
- MAGURRAN, A. E. Ecological diversity and its measurements. New Jersey: Princeton University press, 1988. 179p.
- MORAES, R. M.; DELITTI, W. B. C.; STRUFFALDI-DE VUONO, Y. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forests. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 22, n. 1. 1999. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo>>. Acesso em: 04 de julho de 2011.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York, John Wiley & Sons.
- ODLING-SMEE, F. J.; LALAND, K. N.; FELDMAN, M. W. Niche Construction: The Neglected Process in Evolution. *Monographs in Population Biology* 37. Princeton: Princeton University Press, 2003. 468p.
- PIRES, L. A.; BRITTEZ, R. M.; MARTEL, G.; PAGANO, S. N. Produção, acúmulo e decomposição da serapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 173-184, 2006.
- PINTO, G. C. P.; BAUTISTA, H. P.; FERREIRA, J. D. C. A. A restinga do litoral nordeste do estado da Bahia 195-216. In: LACERDA, L. D.; ARAUJO, D. S. D.; CERQUEIRA, R.; TURCQ, B. (eds.), *Restingas: Origem, Estrutura e Processos*. Niterói: CEUFF, 1984. 480p.
- PUGNAIRE, F. I.; HAASE, P.; PUIGDEFABREGAS, J. Facilitation between higher plant species in a semiarid environment. *Ecology*, New York, v. 77, p.1420–1426, 1996a.
- PUGNAIRE, F. I.; HAASE, P.; PUIGDEFABREGAS, J. Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos*, Lund, v. 76, p. 455–464, 1996b.
- RAUNKIAER, C. *The life forms of plants and statistical geography*. Oxford: Clarendon, 1934. 634p.

- RAMOS, M. C. L.; PELLENS, R. Produção de serapilheira em ecossistema de restinga de Maricá, Estado do Rio de Janeiro. In: 3o SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA BRASILEIRA, 87., 1994, Serra Negra. *Anais...Serra Negra: ACIESP*. 1994. p. 89-98.
- RIBAS, L. A.; HAY, J. D.; CALDAS-SOARES, J. F. 1994. Moitas de restinga: Ilhas ecológicas. In: ACIESP (org.). 3o SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA BRASILEIRA. 2., 1994, Serra Negra. *Anais...Serra Negra: ACIESP*, 1994, p. 79-88.
- ROCHA, F.; ESTEVES, A.; SCARANO, F. R. *Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*. São Carlos: RiMa, 2004. 376p.
- SARGENT, R. D.; ACKERLY, D. D. Plant-pollinator interactions and the assembly of plant communities. *Trends in Ecology and Evolution*, Cambridge, v. 23, n. 3, p. 123-130, 2008.
- SCARANO, F.R.; DUARTE, H. M.; RIBEIRO, K. T.; RODRIGUES, P. J. F. P.; BARCELLOS, E. M. B.; FRANCO, A. C.; BRULFERT, J.; DELÉENS, E.; LUTTGE, U. Four sites with contrasting environmental stress in southeastern Brazil: relations of species, life form diversity and geographical distribution to ecophysiological parameters. *Botanical Journal of Linnean Society*, London, v. 136, p. 345-364, 2001.
- SCARANO, F. R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. *Annals of Botany*, Oxford, v. 90, p. 517-524, 2002.
- SCARANO, F. R.; DIAS, A. T. C. A importância de espécies no funcionamento de comunidades e ecossistemas, p 43-60. In: COELHO, A. S.; LOYOLA, R. D.; SOUZA, M. B. G., eds. *Ecologia teórica: desafios para o aperfeiçoamento da ecologia no Brasil*, Belo Horizonte: O Lutador, 2004. 122p.
- SHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; HERNANDES, J. I.; KONIG, F. G. Produção de serapilheira em uma floresta de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande-RS. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 28, n. 1, p. 29-37, 2004.
- SINGH, G.; BALA, N.; RATHOD, T.R.; CHOUHAN S. 2003. Effect of adult neighbours on regeneration and performance of surface vegetation for control of sand drift in Indian desert. *Environmental Conservation*, 30 (4): 353-363.
- SEI - ANUÁRIO ESTATÍSTICO DA BAHIA. Salvador, 1999. p. 57-59.

- SPAIN, A. V. 1984. Litterfall and the standing crop of litter in three tropical Australian rainforests. *Journal of Ecology*, London, v. 72, n 3, p. 947-961.
- VIANA, B. F.; SILVA, F. O.; KLEINERT, A. M. P. A Flora apícola de uma área restrita de dunas litorâneas, Abaeté, Salvador, Bahia. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 29, p. 13-25, 2006a.
- VIEIRA, M.; SCHUMACHER, M.V. Deposição de serapilheira e de macronutrientes em um povoamento de Acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) no Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 20, n. 2, p. 225-233, 2010.
- ZALUAR, H. L. T.; SCARANO, F. R. Facilitação em restinga de moitas: um século de busca por espécies focais. In: Esteves, F. A.; Lacerda, L. D. (Orgs.). *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*, Rio de Janeiro: NUPEM-UFRJ, 2000. p. 3-23.
- ZAR, J. H. *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice-Hall International Editions, 1984. 697p.

Tabela I: Características das moitas e dos microsítios de amostragem de serapilheira para análise qualitativa e quantitativa na restinga estudada, Salvador, BA. As categorias descritivas do grau de inclinação do terreno foram determinadas visualmente. Abreviações: riqueza de fanerófitas (RF), abundância de fanerófitas (ABF), *Protium bahianum* (Pb), *Manilkara salzmannii* (Ms), *Byrsonima microphylla* (Bm), *Chamaecrista cytisoides* (Ccb), *Swartzia apetala* var. *apetala* (Saa), *Myrcia guianensis* (Mg), *Myrcia* sp (Msp), *Coccoloba laevis* (Cl), *Ternstroemia brasiliensis* (Tb), *Chiococca plowmanii* (Cp), *Humiria balsamifera* var. *parvifolia* (Hbp).

Moita	Microsítios					
	A		B		C	
	Inclinação do terreno	Espécies	Inclinação do terreno	Espécies	Inclinação do terreno	Espécies
M_05	plana	<i>Pb</i>	plana	<i>Ms</i>	plana	ervas
M_06	plana	<i>Pb</i>	plana	<i>Bm</i>	plana	ervas
M_08	plana	<i>Pb</i>	plana	<i>Ccb</i>	plana	ervas (<i>Vellozia dazypus</i>)
M_11	plana	<i>Pb</i>	suave	<i>Ms</i>	plana	areia desnuda
M_13	plana	<i>Pb</i>	plana	<i>Tb</i>	plana	areia desnuda
M_26	suave	<i>Pb</i>	suave	<i>Mg</i>	suave	areia desnuda
M_33	suave	<i>Pb</i>	suave	<i>Cp</i>	suave	ervas
M_34	plana	<i>Pb</i>	suave	<i>Msp</i>	suave	ervas (Eriocaulaceae)
M_45	suave	<i>Pb</i>	suave	<i>Hbp</i>	suave	areia desnuda
M_46	suave	<i>Pb</i>	suave	<i>Tb</i>	plana	ervas (<i>Chamaecrista ramosa</i>)
M_48	acentuada	<i>Pb</i>	acentuada	<i>Ms</i>	acentuada	areia desnuda
M_53	suave	<i>Pb</i>	suave	<i>Cl</i>	suave	ervas (<i>Stylosanthes viscosa</i>)
M_55	plana	<i>Pb</i>	suave	<i>Ms</i>	plana	areia desnuda
M_59	acentuada	<i>Pb</i>	acentuada	<i>Bm</i>	suave	areia desnuda
M_62	plana	<i>Pb</i>	plana	<i>Bm</i>	plana	ervas (<i>Stylosanthes viscosa</i>)
M_63	plana	<i>Pb</i>	plana	<i>Mg</i>	plana	ervas
M_64	suave	<i>Pb</i>	suave	<i>Sas</i>	suave	ervas
M_66	plana	<i>Pb</i>	acentuada	<i>Ms</i>	plana	areia desnuda
M_67	suave	<i>Pb</i>	suave	<i>Ms</i>	suave	ervas
M_69	suave	<i>Pb</i>	suave	<i>Ms</i>	plana	areia desnuda

Tabela II: Parâmetros de diversidade quantificados nas moitas MCP20 (gradiente completo, n=20), MCP16 (gradiente reduzido, n=16) e MSP (moitas sem *P. bahianum*, n=23) comparados via ANOVA e, posteriormente, a identificação dos grupos significativamente diferentes foi obtida pelo teste de comparação múltipla de Tukey, em restinga aberta, Salvador, BA. Os valores totais consideram todas as moitas amostradas (n=43) e os valores percentuais (%) são indicados entre parênteses.

Moitas	Abundancia de fanerófitas	Riqueza de fanerófitas	Riqueza espécies	Riqueza de famílias	Riqueza de formas de vida
TOTAL		55	95	45	7
MCP20	687	50 (91)	85 (90)	35 (78)	
MCP16	384	39 (71)	66 (63)	35 (78)	
MSP	219	31 (56)	63 (66)	29 (64)	
Valor de F (ANOVA)	F=6,994	F=29,93	F=31,08	F=33,96	F=21,42
MCP20 x MCP16	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
MCP20 x MSP	P<0,05	P<0,05	P<0,05	P<0,05	P<0,05
MCP16 x MSP	n.s.	P<0,05	P<0,05	P<0,05	P<0,05

n.s. = diferença não significativa, p<0,05 = diferença significativa

Tabela III: Frações identificadas nas amostras de serapilheira coletadas em restinga de moitas, em Salvador, BA. Legenda: folhas diversas espécies (F_div), folhas de *Protium bahianum* (F_pb), frutos e sementes de diversas espécies (Fr_div), frutos e sementes de *P. bahianum* (Fr_pb), galhos (Gh), inflorescência e flor de diversas espécies (Inf_fl_div), inflorescência de *P. bahianum* (Inf_fl_pb), plântula (PLAN), raiz (RA), fragmentos de origem vegetal e animal (Misc).

Fração	kg.ha ⁻¹	%
F_div	3661,260	36,17942
F_pb	1804,270	17,82923
Fr_div	84,690	0,83688
Fr_pb	104,320	1,03086
Inf_fl_div	30,560	0,30198
Inf_fl_pb	0,001	0,00001
Misc	2570,230	25,39821
Gh	1854,600	18,32657
RA	9,570	0,09457
PLAN	0,230	0,00227
Total	10119,731	

Tabela IV: Acumulação de serapilheira (kg/m²) nos microsítios dentro (microsítios A - sob a copa de *P. bahianum* e B - sob a copa de outras fanerófitas abundantes) e fora (microsítio C) das moitas, em Salvador, BA. A serapilheira total (todas as amostras) e acumulada nos 5 meses (exceto, a 1ª amostragem), não difere significativamente ($p>0,05$), sendo significativamente maiores que a média encontrada em C ($p<0,05$) (ANOVA não-paramétrica).

Microsítio	Total		5 meses	
	média ±DP	min-max	média ±DP	min-max
A	1,31±0,75	0,16 - 2,73	0,44±0,31	0,06 - 1,22
B	1,40±0,74	0,22 - 3,01	0,42±0,33	0,06 - 1,46
C	0,32±0,53	0,01 - 2,10	0,20±0,49	0,003 - 2,09

Tabela V: Quantidade média de serapilheira acumulada nos microsítios sob copas de fanerófitas nas moitas (n=20), em restinga aberta, Salvador, BA. Dados fitossociológicos sobre as espécies baseiam-se em amostragem realizada em 0,29ha (43 moitas).

Família	Espécie	Serapilheira acumulada (kg/m ²)		Dados fitossociológicos das espécies			
		Total	5 meses	Numero amostras (ind.)	Densidad e (ind/ha)	Altura (m)	Freq. Relativa (%)
Burseraceae	<i>Protium bahianum</i>	1,31±0,75	0,44±0,31	20	212	1,6±0,63	46,5
Fabaceae	<i>Chamaecrista cytisoides</i>	1,44	0,24	1	56	1,2±0,51	11,6
	<i>Swartzia apetala</i> var. <i>apetala</i>	0,55	0,37	1	142	1,5±0,36	20,9
Humiriaceae	<i>Humiria balsamifera</i> var. <i>parvifolia</i>	1,3	0,34	1	4	1,6±0,0	2,3
Malpighiaceae	<i>Byrsonima microphylla</i>	0,61±0,38	0,19±0,09	3	319	1,0±0,42	53,5
Myrtaceae	<i>Myrcia guianensis</i>	1,62±0,25	0,14±0,007	2	118	1,9±1,5	23,3
	<i>Myrcia</i> sp	0,99	0,30	1	21	2,0±0,28	2,3
Pentaptyllaceae	<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	1,90±0,19	0,93±0,76	2	49	1,9±0,7	16,3
Polygonaceae	<i>Coccoloba laevis</i>	1,53	0,61	1	125	1,1±0,61	25,6
Rubiaceae	<i>Chiococca plowmanii</i>	1,29	0,32	1	111	1,9±0,72	2,3
Sapotaceae	<i>Manilkara salzmannii</i>	1,72±1,00	0,37±0,35	7	329	1,9±0,87	53,5

Tabela VI: Espécies vegetais componentes da fração folhas da serapilheira coletadas nos três microsítios de amostragem (A, B e C) na restinga do Abaeté, Salvador, Bahia. As 46 espécies identificadas foram classificadas quanto a forma de vida, hábito e frequência relativa nas amostras em cada microsítio (%). Abreviações: As formas de vida: fan = fanerófitas, hem = hemicriptófitas, cam = caméfitas, ge = geófitas, ter = terófitas. Grau de lenhosidade: erv = erva, arb = arbusto, subarb = subarbusto.

Família	Espécie	Forma de vida	Hábito	Frequência relativa nas amostras (%)		
				A	B	C
Apocynaceae	<i>sp 1</i>			0	0	5
Araceae	<i>Anthurium affine</i> Schott	ge	erv	0	5	0
Arecaceae	<i>Allagoptera brevicalyx</i> Moraes	ge	erva	10	10	5
Asteraceae	<i>Lepidaploa arenaria</i> (Mart. Ex DC.) H. Rob.	ter	subarb	0	10	0
	<i>Mikania nitida</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	fan	subarb	25	20	0
	<i>Asteraceae sp 1</i>			5	0	0
Bignoniaceae	<i>Tabebuia elliptica</i> (DC.) Sandwith	fan	arb	25	15	5
	<i>Aechmea blanchetiana</i> (Baker) L.B.Sm.	hem	erv	20	25	0
Bromeliaceae						
Burseraceae	<i>Protium bahianum</i> Daly	fan	arb	100	80	40
	<i>Protium icicariba</i> var. <i>talmonii</i> Daly	fan	arb	0	5	0
	<i>Tetragastris ochionii</i> (Rizzini) Daly	fan	arb	0	5	0
Chrysobalanaceae	<i>Chrysobalanus icaco</i> L.	fan	arb	0	0	5
Cyperaceae	<i>Cyperus imbricatus</i> Retz.	hem	erv	0	5	0
	<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees	hem	erv	5	5	10
Dilleniaceae	<i>Davilla flexuosa</i> A. St. -Hil.	fan	arb	75	70	10
	<i>Curatella americana</i> L.	fan	arb	20	15	0
	<i>Agarista revoluta</i> (Spreng.) Hook. ex Nied.	fan	arb	20	15	15
Ericaceae						
Eriocaulaceae	<i>sp 2</i>	hem	erv	5	0	0
Euphorbiaceae	<i>Croton sellowii</i> Baill.	fan	arb	5	5	0
	<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby var. <i>ramosa</i>	cam	erv	25	35	30
Fabaceae	<i>Chamaecrista cytisoides</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	fan	arb	20	15	5
	<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene var. <i>flexuosa</i>	fan	arb	10	5	0

	<i>Swartzia apetala</i> Raddi var. <i>apetala</i>	fan	arb	5	5	0
Humiriaceae	<i>Humiria balsamifera</i> var. <i>parvifolia</i> (A.Juss.) Cuatrec.	fan	arb	0	5	0
Icacinaceae	<i>Emmotum affine</i> Miers	fan	arb	0	5	0
Krameriaceae	<i>Krameria bahiana</i> B.B.Simpson	cam	erv	0	0	5
Lythraceae	<i>Cuphea brachiata</i> Koehne	cam	erv	0	5	0
Malpighiaceae	<i>Byrsonima microphylla</i> A. Juss.	fan	arb	45	30	15
	<i>Stigmaphyllon paralias</i> A.Juss.	fan	subarb	5	0	0
Melastomataceae	<i>Comolia ovalifolia</i> (DC.) Triana	cam	subarb	5	0	5
	<i>Tibouchina bradeana</i> Renner	fan	arb	10	5	0
Myrtaceae	<i>Calycolpus legrandii</i> Mattos	fan	arb	20	40	5
	<i>Myrcia salzmanni</i> O.Berg	fan	arb	25	5	0
	<i>Myrcia</i> sp	fan	arb	75	45	25
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O.Berg	fan	arb	5	10	0
	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	fan	arb	15	25	0
Pentaphragmaceae	Sp 3	hem	erv	35	25	5
Poaceae						
Polygonaceae	<i>Coccoloba laevis</i> Casar.	fan	arb	10	25	10
	<i>Coccoloba ramosissima</i> Wedd.	fan	arb	10	15	0
	<i>Coccoloba cordifolia</i> Meisn.*	fan	arb	5	5	0
Rubiaceae	<i>Guettarda platypoda</i> DC.	fan	arb	20	25	0
	<i>Chiococca plowmanii</i> Delprete	fan	arb	15	35	10
	<i>Rudgea</i> cf. <i>irregularis</i> Müll. Arg.	fan	arb	10	10	0
	<i>Manilkara salzmannii</i> (A. DC.) H.J. Lam	fan	arb	55	65	35
Sapotaceae						
Velloziaceae	<i>Vellozia dasypus</i> Seub.	ge	erv	15	20	25
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.	fan	subarb	5	0	0
Total de espécies				35	38	20

Tabela VII: Contribuição relativa das frações na serapilheira acumulada ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) na restinga estudada, Salvador, BA. A existência de diferenças significativas entre as frações foi analisada por ANOVA (não paramétrica) (ns = não significativo, * significativo).

Fração	F_div	Fr_div	Fr_pb	Misc	Gh	Inf_fl_div
F_pb	-28,841 ns P>0,05	106,91 * P<0,001	90,859 * P<0,01	-8,943 ns P>0,05	-21,790 ns P>0,05	136,17 * P<0,001
F_div		135,75 * P<0,001	119,70 * P<0,001	19,898 ns P>0,05	7,051 ns P>0,05	165,01 * P<0,001
Fr_div			-16,055 ns P>0,05	-115,86 * P<0,001	-128,70 * P<0,001	29,259 ns P>0,05
Fr_pb				-99,802 * P<0,001	-112,65 * P<0,001	45,314 ns P>0,05
Misc					-12,847 ns P>0,05	145,12 * P<0,001
Gh						157,96 * P<0,001

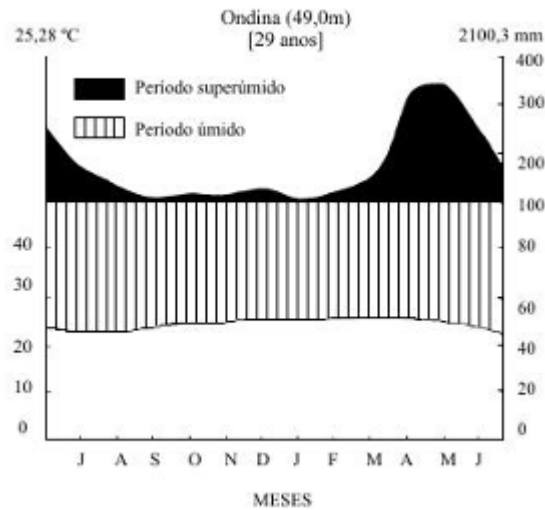


Figura 1. Diagrama ombrotérmico de Salvador, segundo Walter (1963), no período entre 1961-1990. (Figura retirada de VIANA et al 2006).

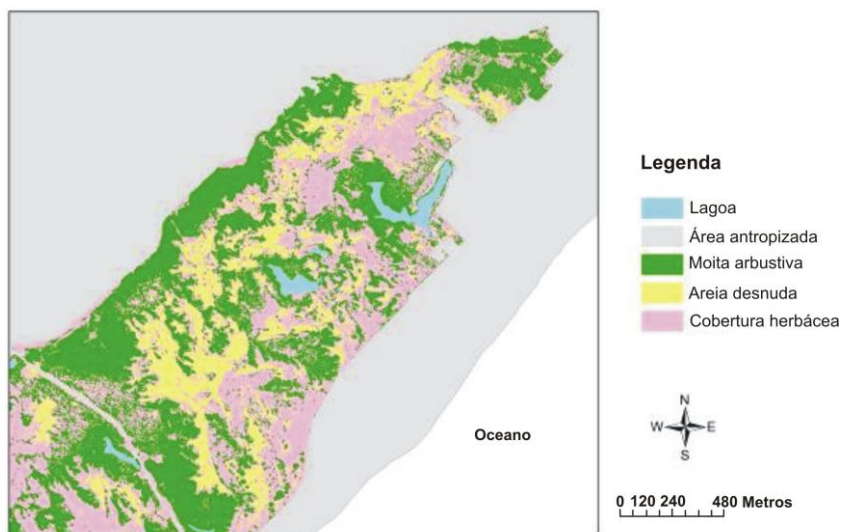


Figura 2: Distribuição da vegetação na área de restinga estudada, em Salvador, Bahia. (Autores do mapa: Eduardo Moreira, Danilo Boscolo, Fabiana O. da Silva).

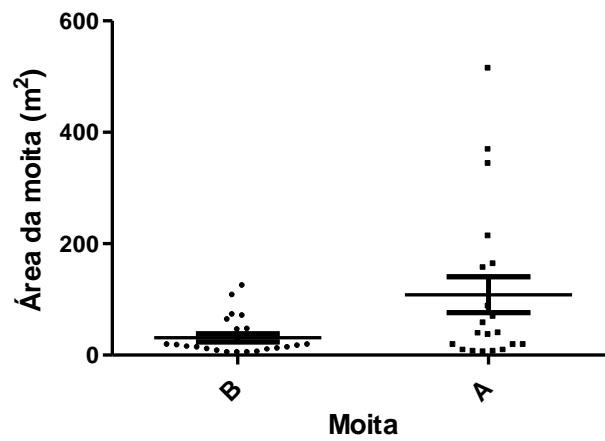
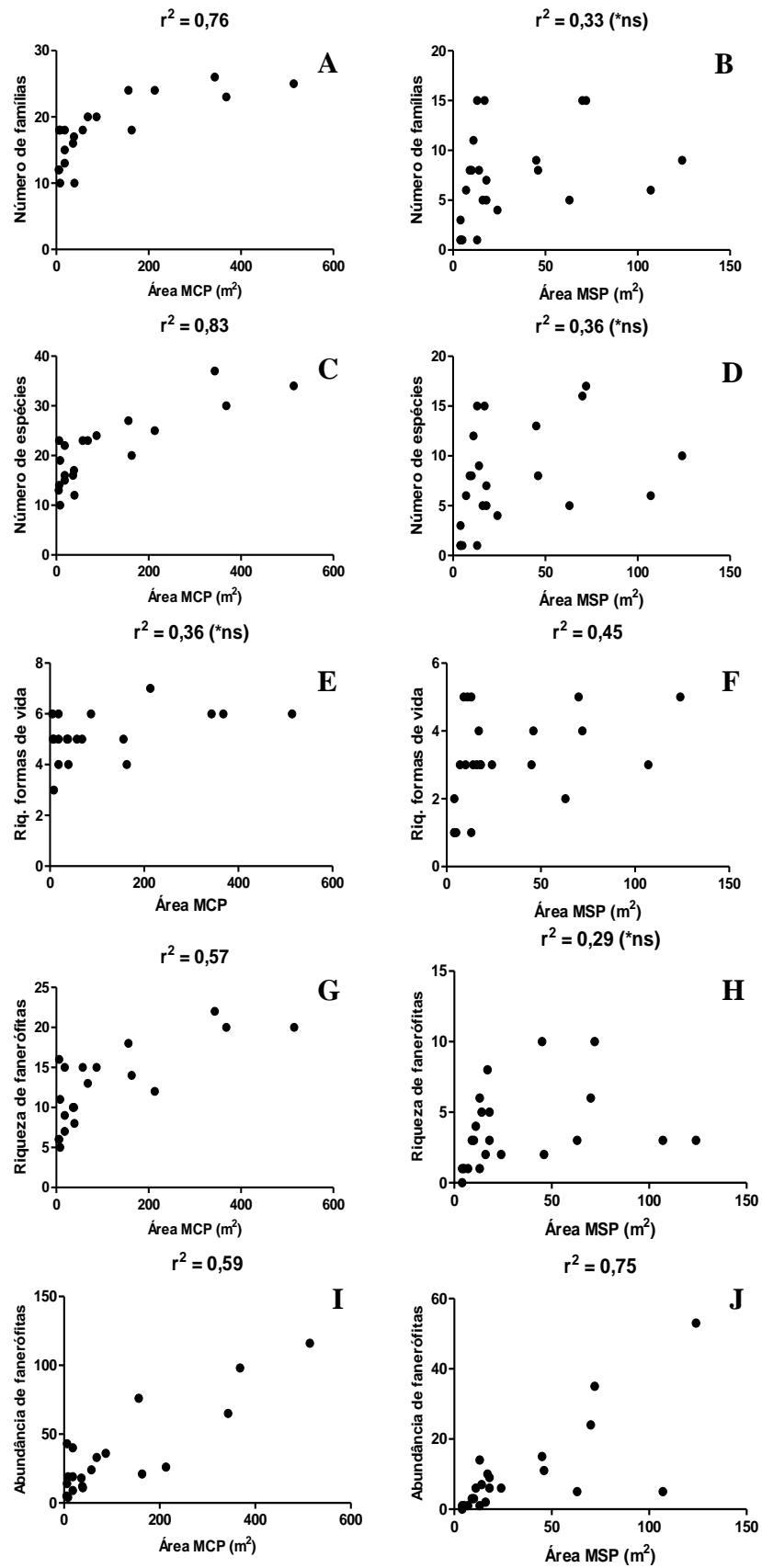


Figura 3: Comparação entre as áreas das moitas A - com *P. bahianum* ($108,5 \pm 32,41$ N=20) e B - sem *P. bahianum* ($31,04 \pm 7,110$ N=23) nas dunas do Abaeté, Salvador, BA. O teste t detectou diferenças significativas entre as médias ($t=2,487$, $df=41$, $p<0,05$).



Figuras 4: Resultado das correlações entre parâmetros de riqueza em função do gradiente de tamanho da área (m²) das moitas MCP - com *P. bahianum* (n=20) e MSP -

sem a presença de *P. bahianum* (n=23). 4A-B riqueza de famílias, 4C-D riqueza de espécies, 4E-F riqueza de formas de vida, 4G-H riqueza de fanerófitas e 4I-J abundância de fanerófitas (ns = correlação não significativa, $p > 0,05$).

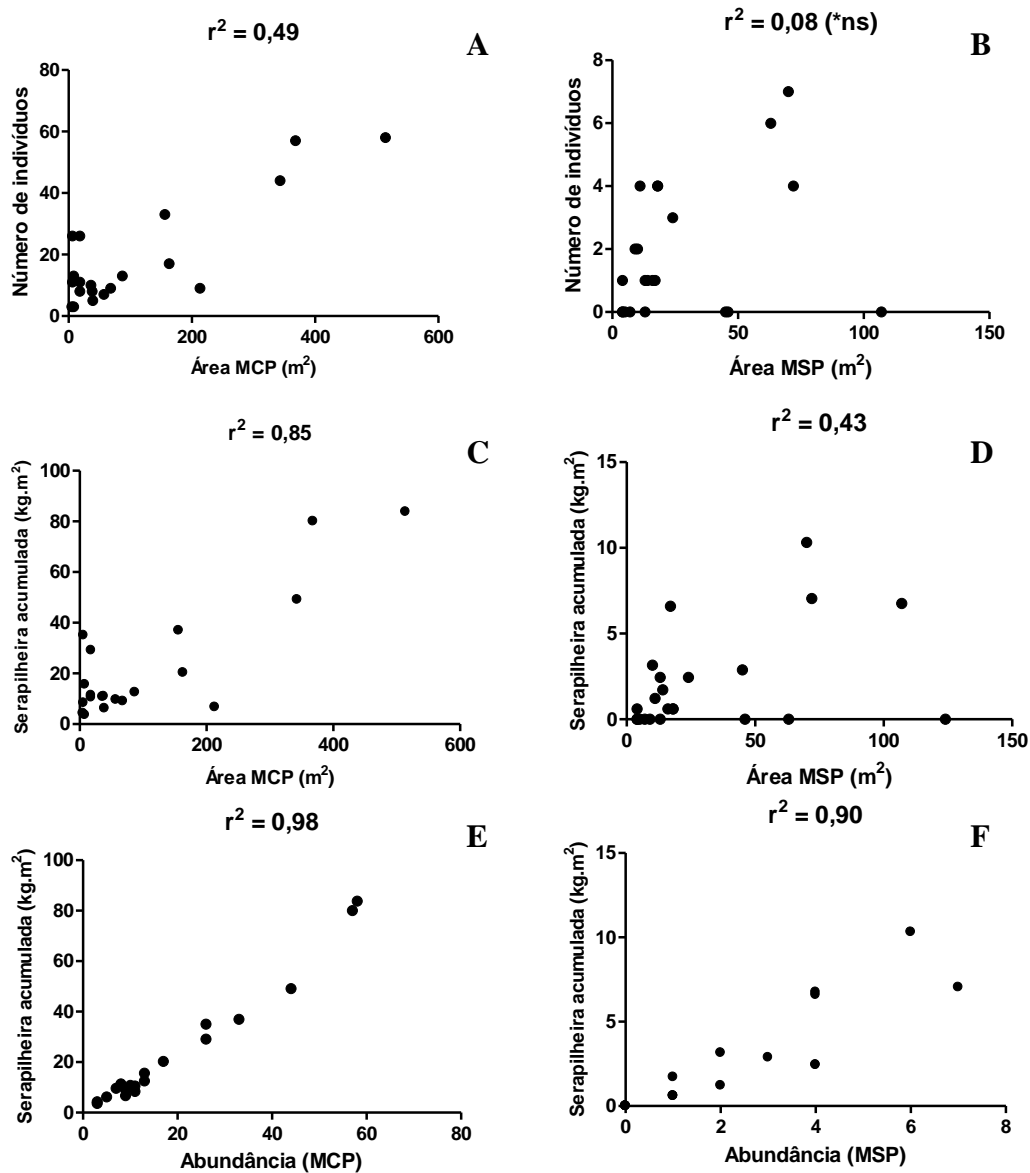


Figura 5: Resultados das correlações entre abundância das 11 espécies de fanerófitas (listadas na tabela 1) utilizadas como microsítios de coleta de serapilheira em moitas com *P. bahianum* (MCP) e sem *P. bahianum* (MSP) (5A-B), e a quantidade de serapilheira amostrada em função da área das moitas (5C-D) e da abundância das 11 espécies nas MCP e MSP (5E-F) na restinga estudada, Salvador, BA.

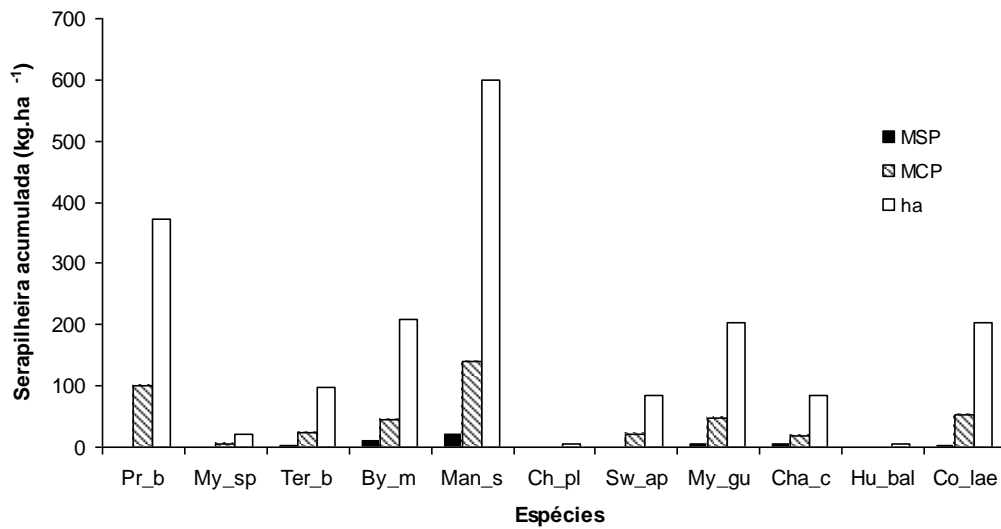


Figura 6: Comparação entre a quantidade de serapilheira acumulada sob as 10 espécies utilizadas como microsítios de amostragem para as moitas sem *P. bahianum* (área MSP = 0,07ha) e com *P. bahianum* (área MCP = 0,22ha) e para 1ha, na restinga da APA do Abaeté, SSA, BA. Abreviações: Pr_b (*P. bahianum*), My_sp (*Myrcia* sp), Ter_b (*T. brasiliensis*), By_m (*B. microphylla*), Man_s (*M. salzmanii*), Ch_pl (*C. plowmanii*), Sw_ap (*S. apetala*), My_gu (*M. guianensis*), Cha_c (*C. cytisoides*), Hu_bal (*H. balsamifera*), Co_lae (*C. laevis*).



Figura 7: Parte vegetativa e detalhe das inflorescências de espécies arbustivas importantes no aporte e acumulação de serapilheira nas moitas da restinga estudada. A e B – *Byrsonima microphylla*, C e D – *Davilla flexuosa*, E e F – *Protium bahianum*, G e H – *Manilkara salzmanii*.

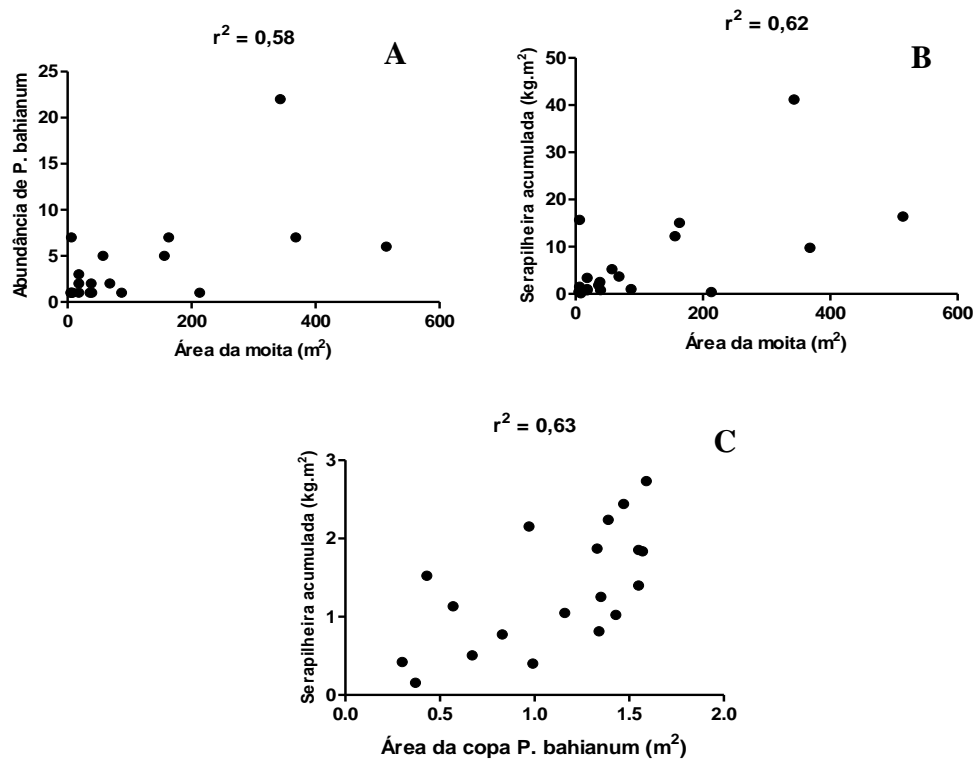


Figura 8: Resultados das correlações entre: A - abundância de *P. bahianum* e o gradiente de cobertura em moitas MCP, B - acumulação de serapilheira em função da área da moita e C - acumulação de serapilheira em função da área da copa de *P. bahianum* (n=19), nas moitas amostradas

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desenvolvimento desse estudo gerou informações que permitem o preenchimento de lacunas do conhecimento tanto no campo empírico quanto teórico. A restinga é adequada ao teste de hipóteses envolvendo interações interespecíficas facilitadoras, pois atende a premissas importantes relacionadas ao estabelecimento deste tipo de interação entre plantas. Em termos gerais, a restinga se adéqua a perspectiva teórica (hipótese do gradiente de estresse) e o cenário ecológico (ambientes inóspitos) no qual a facilitação é investigada, e muitas características das comunidades de plantas em moitas, conjuntamente, podem ser interpretadas como favoráveis a esta hipótese, atuando tanto via interações diretas e indiretas.

A partir dos dados levantados neste estudo criamos um esquema teórico, que sintetiza as relações e a rede de efeitos positivos gerados pela biodiversidade nas moitas (Figura 1). O aumento da riqueza e abundância de fanerófitas ao longo do processo sucessional tampona os efeitos negativos dos filtros ecológicos da restinga local, os quais são de natureza abiótica (estresse ambiental) e biótica (fauna de polinizadores). A presença de fanerófitas promove heterogeneidade de recursos nas moitas facilitando, direta e/ou indiretamente, a coexistência e ampliando diversidade em moitas.

O mecanismo que resulta em efeitos diretos envolve (1) o aporte e acumulação de serapilheira, enquanto a (2) diversificação dos recursos florais aos visitantes, influencia indiretamente. O provável mecanismo atuando no primeiro caso resulta do aporte de serapilheira oriunda da queda de folhas e outros materiais vegetais mortos, disponibilizando nutrientes e matéria orgânica. Estes se acumulam no solo sob a copa das fanerófitas, as quais também provêm sombreamento, e de outras formas de vida agregadas nas moitas. Desse modo, geram microhábitats que facilitam a colonização por outras espécies, seja via germinação de sementes ou propagação vegetativa (clones). No entanto, a função facilitadora das fanerófitas como ‘plantas berçário’ não ficou evidente neste estudo, por dois motivos principais: primeiro, não apresentam características vegetativas comumente relacionadas a esta função; e segundo, foi registrada baixa frequência de plântulas.

No segundo mecanismo, que envolve a atração mútua de polinizadores, a diversidade de recursos florais aumenta a diversidade de visitantes nas moitas mais ricas. Neste caso, a interação é indireta, pois é esperado que a interação entre plantas influencie a atividade de um terceiro organismo (polinizador), favorecendo mutuamente

as espécies que dependem de polinizadores. Sob a perspectiva da planta, o maior número de visitas ou diversidade de visitantes ampliam a capacidade e eficiência de dispersão do pólen. Do ponto de vista do animal, múltiplos fatores afetam o seu forrageio e seleção de fontes florais. Na restinga, a diversidade de recursos favorece a seleção de moitas mais ricas em espécies, especialmente sob condições abióticas que restringem e elevam os custos energéticos do forrageio. Assim, a diversidade de recursos, em moitas ricas compensa os efeitos do ambiente e direciona o forrageio.

Estes mecanismos aportam recursos importantes em etapas cruciais da história de vida das espécies vegetais, o estabelecimento e a polinização, respectivamente. A integração dos dois mecanismos cria uma rede de efeitos positivos que aumenta as chances de reprodução bem sucedida e, portanto, contribui para a manutenção da diversidade em moitas mais ricas. Concorda com essa idéia a maior frequência de espécies autoincompatíveis e dióicas, dependentes de polinização cruzada. Essa é uma explicação possível para os altos níveis de diversidade registrados para a flora da APA do Abaeté, em comparação com outras áreas de restinga.

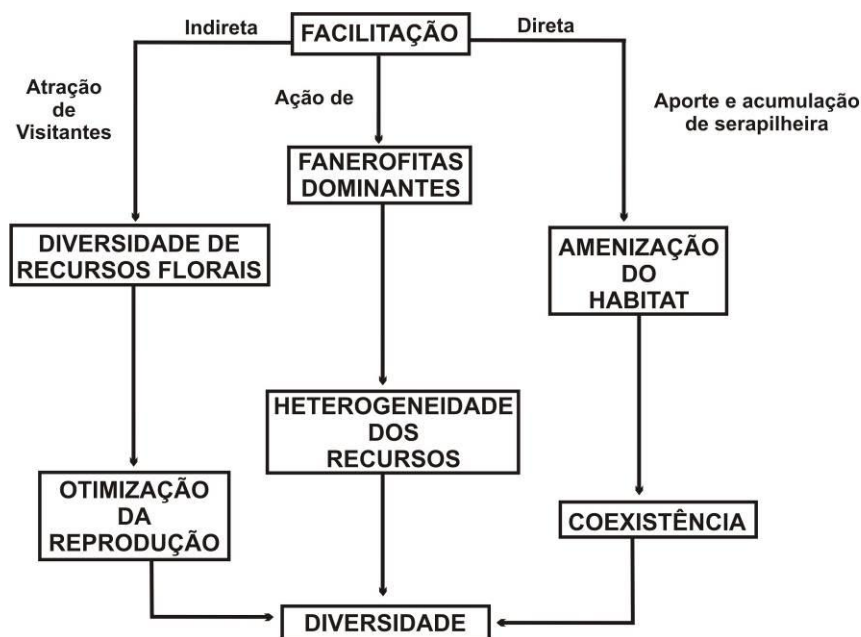


Figura 1: Modelo teórico hipotético da rede de efeitos positivos gerados pela diversidade e as interações em moitas arbustivas. Supomos que a diversidade tampona os efeitos negativos dos filtros ecológicos locais, aumentando as chances de coexistência e mantendo a diversidade nas moitas.

Este estudo gerou informações quantitativas e qualitativas sobre as espécies (95spp) amostradas nas moitas na área estudada. Além da riqueza, outros parâmetros estruturais e funcionais quantificados para a comunidade de moitas podem ser usados como parâmetros norteadores de intervenções sobre esta comunidade, de modo a manter processos ecológicos dependentes da diversidade. Por exemplo, (1) moitas com cobertura vegetal até 200m² abrigam praticamente toda a amplitude de diversidade de moitas; (2) as moitas mais ricas, portanto, não são exclusivamente definidas pela cobertura vegetal, mas pela presença de determinadas espécies, especialmente a espécie dióica arbustiva *Protium bahianum*. Esta espécie só ocorreu em moitas com mais de cinco espécies, podendo ser considerada indicadora de riqueza. Moitas com (MCP) e sem (MSP) esta espécie diferiram significativamente quanto a riqueza e diversidade de características florais. (3) Estes dois grupos de moitas estão inseridos em gradiente de riqueza, o qual se relaciona positivamente com a geração de heterogeneidade dentro das moitas, devido ao papel significativo exercido por fanerófitas abundantes e frequentes (*Davilla flexuosa*, *Byrsonima microphylla*, *Manilkara salzmanii* e *P. bahianum*) no aporte e acumulação de serapilheira. Entre estas espécies foi detectada associação espacial positiva, sendo esta uma evidência favorável ao seu papel facilitador.

Além disso, esta pesquisa ampliou o conhecimento da estrutura e diversidade em comunidades vegetais de restinga em área de conservação (Área de Proteção Ambiental das Lagoas e Dunas do Abaeté) em especial para um dos seus principais remanescentes, situado em imediações aeroportuárias (Aeroporto Luiz Eduardo Magalhães) estando, portanto, sob forte pressão de degradação por processos antrópicos e sujeita a perda de diversidade pela supressão da cobertura original e fragmentação.

A lista de espécies gerada para a APA e para o remanescente, além de acrescentar novos registros de ocorrência de espécies, atende a dois propósitos principais: (1) disponibilizou informação atualizada sobre a área de estudo que poderá ser usada como instrumento informativo e argumento para a conservação, pela comunidade local e gestores públicos (ex. presença de endemismos, populações localmente raras e com distribuição restrita). A riqueza, a diversidade de fitofisionomias e de formas de vida, reiteram a relevância desse ambiente como patrimônio natural urbano; (2) reduziu a lacuna no conhecimento sobre a diversidade em restinga, sendo este considerado um dos principais entraves ao desenvolvimento de pesquisas sobre interações interespecíficas e processos ecológicos neste ambiente.

Em vista de ampliar a escala espacial, o padrão de abundância e riqueza de espécies poderá ser analisado comparativamente em relação a outros remanescentes circunvizinhos, de modo a avaliar os efeitos potenciais da perda de habitat natural sobre determinadas espécies. Por exemplo, as espécies *Eriope blanchetii*, *Humiria balsamifera* var. *parvifolia* são representadas por um único indivíduo na área estudada, mas são abundantes em outras, como nas imediações do bairro de Stella Maris. O estado fragmentado da área da APA do Abaeté exemplifica a ineficiência das unidades de conservação na preservação da integridade da paisagem da restinga. Diante desta ameaça, sugerem-se a realização de estudos que analisem os remanescentes da APA de forma integrada, sob a perspectiva da paisagem.

A diversidade na comunidade vegetal em moitas influencia processos ecológicos importantes. Apesar das limitações metodológicas e, da ênfase em escala local, consideramos os dados aqui levantados como ponto de partida para a geração de hipóteses relacionando diversidade e processos facilitadores. Do ponto de vista da conservação, as informações geradas podem influenciar políticas públicas que visem a conservação de remanescentes de restinga na zona urbana de Salvador.

**APÊNDICE: A restinga da Área de Proteção
Ambiental do Abaeté: patrimônio natural urbano
ameaçado**

Manuscrito submetido a publicação pela revista Ciência Hoje

ECOLOGIA

Autoras: Fabiana Oliveira da Silva¹ e Blandina Felipe Viana¹

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia,

Título

A restinga da Área de Proteção Ambiental do Abaeté: Patrimônio natural urbano ameaçado

Retranca: biologia

RESUMO

A restinga ocorre sobre depósitos arenosos costeiros, formada por vegetação variando de herbáceas até arbóreas, com distribuição em mosaico. O ritmo de ocupação da restinga do Abaeté, em Salvador, resultou na formação de remanescentes de dunas com restinga cercadas por áreas de ocupação antrópica, que atualmente compõem a Área de Proteção Ambiental das Lagoas e Dunas do Abaeté. Apesar da fragmentação, estes remanescentes são potencialmente capazes de abrigar biodiversidade, o que justifica o direcionamento de esforços visando seu manejo e conservação.

Foto: capa

TEXTO

Mesmo dentro de unidades de conservação, e a despeito da sua relevância ecológica, a restinga está entre os ambientes mais ameaçados do Brasil devido a expansão imobiliária que converte habitat natural em áreas de ocupação humana e pela introdução de espécies exóticas.

A Área de Proteção Ambiental das Lagoas e Dunas do Abaeté (longitude 38° 21' O e latitude 12° 56' S) é uma Unidade de Conservação Estadual criada pelo Decreto Estadual n.º 2540/93 e situada a nordeste do município de Salvador, Bahia. Desde a sua criação, a cobertura vegetal original da APA do Abaeté, inicialmente com 1.800ha, foi alvo de drástica redução da sua cobertura e alterações da configuração espacial da vegetação original, sendo mais intensa nas áreas com maior poder aquisitivo como a região dos Bairros de Stella Maris e Flamengo. Este último está localizado em zona de uso específico (12°55'07.19''S e 38°19'03.78''O), e inserido na área de expansão do Aeroporto Internacional Luiz Eduardo Magalhães, o que aumenta a pressão de destruição sobre este remanescente (Figura 1A). Este remanescente abrange 238 ha da APA do Abaeté, e desde dezembro de 2008, parte desta área foi convertida no Parque das Dunas criado por meio do Decreto Municipal 19.093/08.

Figura 1 A-B

Diversidade e associações vegetais

Nos remanescentes de restinga da APA do Abaeté, moitas de arbustos são importantes componentes da paisagem, intercaladas por lagoas perenes e temporárias, áreas de areia desnuda ou com cobertura de herbáceas (Figura 1B). Além disso, a distribuição das formas de vida vegetal determina o grau de mobilidade das dunas que podem ser móveis, semi-fixas e fixas.

Em uma área da APA, recentemente estudada em um projeto de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento, do Instituto de Biologia da UFBA (Figura 1C-D), as moitas representam 43% da área, tendo sido quantificadas mais de 8000 moitas características desta paisagem, em geral formando unidades discretas e descontínuas, com área de cobertura variando entre 4 e 550m². Foram localizadas apenas três manchas contínuas de porte arbustivo-arbóreo, ocupando áreas de topo e que se estendem até os vales. Algumas áreas são dominadas por palmeiras de diversas espécies, das quais identificamos *Attalea funifera* (piaçava) e *Allagoptera brevicalyx*. São áreas de difícil acesso, devido a densidade da vegetação e ao relevo. Estas áreas são atingidas por incêndios ocasionais, resultante de queimadas acidentais. O trânsito de pessoas é freqüente, formando trilhas utilizadas para a remoção de madeira.

Sendo a restinga um ecossistema associado a Mata Atlântica, compartilha com este muitas espécies de plantas e animais. Em toda a área da APA ocorrem 406 392 espécies de plantas, das quais 41% pertencem as famílias Fabaceae (49 spp., incluindo as subfamílias Caesalpinioideae, Faboideae e Mimosoideae), Rubiaceae (29 spp), Cyperaceae (27 spp.) e Asteraceae e Euphorbiaceae (21 spp., cada). No remanescente estudado, apenas nas moitas foram registras 95 espécies, das quais as mais abundantes e freqüentes são *Davilla flexuosa*, *Byrsonima microphylla*, *Manilkara salzmanii*, *Protium bahianum*, as quais se destacam no aporte e acumulação de serapilheira (matéria orgânica depositada sobre o solo).

Há também espécies endêmicas, ou seja, aquelas que ocorrem apenas nas dunas do Abaeté (ex. *Hohenbergia littoralis*, *Moldenhawera nutans*, *Bactris soeiroana*), com distribuição restrita as restingas da Bahia (ex. *Eriope blanchetii*, *Protium bahianum*) (Figura 2) e com ampla distribuição e valor comercial (ex. *Schinus terebinthifolia* – pimenta-rosa, *Hancornia speciosa* - mangabeira), dentre outras. Assim, intervenções na

paisagem devem considerar não apenas o tamanho das moitas, mas as associações e formas de vida vegetais nelas contidas.

As áreas de areia desnuda, reconhecidas pela exposição do substrato arenoso, estão dispersas de forma irregular e ocupam 16% da paisagem. Podem ocorrer em áreas com relevo suave ou acentuado, quando em encostas de dunas altas, e não sujeita a inundação periódica em períodos chuvosos. Embora a ausência de vegetação diferencie esta unidade da outra representada pela cobertura herbácea, nem sempre é fácil distingui-las entre elas. Frequentemente ocorrem herbáceas escassas ou suculentas tais como cactáceas (*Melocactus salvadorensis*) e Euphorbiaceae (*Euphorbia gymnoclada*), cuja densidade e o tamanho diminuto não permitem a sua detecção em mapas.

A cobertura herbácea, situada nas áreas entre moitas abrange 40% da paisagem. Nestas áreas abertas, a vegetação pode ser escassa ou formar agregações densas, com variações quanto às espécies predominantes e extensão ocupada por elas. Algumas como *Stylosanthes viscosa*, *Centrosema coriaceum*, *Cuphea brachiata*, *Vellozia dazypus* e *Chamaecrista ramosa* são importantes nas áreas abertas, sendo que a última é muito frequente localmente e podendo recobrir áreas extensas, formando grupamentos monoespecíficos ou associações oligárquicas. Em áreas de topografia plana e sujeitas a alagamentos temporários *Comolia ovalifolia* e *Lagenocarpus rigidus* recobrem áreas extensas.

As lagoas ocupam a menor porção, estimada em 1,5%, em relação a área total do remanescente. Das três lagoas existentes, duas são perenes (uma na porção norte e a outra na porção sul), enquanto a lagoa vista ao centro da imagem é temporária e se forma em períodos de maior concentração de chuvas. Em períodos chuvosos até quinze lagoas podem ser formadas na área, e algumas dessas recobrem áreas extensas, em terrenos planos. As lagoas perenes estão margeadas por área de vegetação nativa, predominantemente herbácea. Devido a proximidade da borda, registra-se interferência humana, que se faz notar pela exposição do solo, ocupação por espécies de colonização espontânea e presença de ruínas de construções e cercas.

Áreas antropizadas são circundantes, onde ocorrem construções residenciais, empreendimentos aeroportuários, estradas pavimentadas e estabelecimentos comerciais. Seus efeitos são visíveis nas bordas, pela presença de espécies invasoras ou vegetação degradada, onde a remoção do substrato arenoso expõe áreas de solo. Ocorrem ruínas de construções e cercas de arame farpado, sendo mais evidente no entorno de lagoas perenes.

Potenciais polinizadores

Na APA do Abaeté, as abelhas formam o principal grupo de visitantes florais, potenciais polinizadores das plantas com flores da região, com 43 espécies, especialmente as abelhas solitárias de grande porte que incluem as mamangavas (*Xylocopa* spp. – tribo Xylocopini) e abelhas coletoras de óleo (*Centris* spp. – tribo Centridini), as quais são abundantes em restingas. *Xylocopa cearensis* é a espécie mais abundante e que visita o maior número de espécies vegetais (75 espécies) (Figura 3). É provavelmente o principal polinizador de muitas delas, como as plantas de anteras poricidas (ex. *Comolia ovalifolia*, *Pterolepis edmundoi*, *Chamaecrista ramosa*) e espécies dependentes de polinização cruzada (transferência de pólen entre plantas diferentes), como as espécies dióicas (com flores masculinas e femininas em indivíduos diferentes) e auto-incompatíveis (mecanismo genético que impede a fecundação do óvulo por pólen da mesma planta).

Espécies de *Centris* spp. são visitantes florais especializados na coleta de óleos florais em espécies como *Byrsonima microphylla*, *Stigmaphyllon paralias*. No entanto, mesmo as espécies com morfologia floral especializada a determinados visitantes, mantêm características generalistas. Desse modo, plantas e abelhas especialistas tendem a se associarem com grupos generalistas, como ocorre em outros ambientes envolvendo a relação plantas e polinizadores.

Efeitos positivos da diversidade de espécies nas moitas

Embora as plantas da restinga sejam notórias pela sua capacidade de tolerar condições ambientais estressantes, as interações positivas resultantes das interações com plantas vizinhas facilitam a diversidade em moitas. Este papel funcional é desempenhado, principalmente, por arbustos fanerófitos, ou seja, espécies lenhosas cujas gemas reprodutivas estão situadas acima de 50 cm do solo (Figura 4). Assim, a medida que a sucessão ecológica avança aumenta o número de indivíduos e espécies fanerófitas nas moitas, cuja presença media os mecanismos pelos quais a biodiversidade gera efeitos positivos.

Estes mecanismos são (1) o aporte e acumulação de serapilheira e a (2) diversificação dos recursos florais aos visitantes. Desse modo, a biodiversidade gera heterogeneidade na disponibilidade de recursos nas moitas, importantes em duas etapas cruciais do processo reprodutivo vegetal, o estabelecimento e a polinização, respectivamente. O primeiro cria microhábitats favoráveis a germinação de sementes e crescimento de plântulas, em plantas que se reproduzem sexuadamente, e a colonização

por plantas com propagação vegetativa. O segundo aumenta a diversidade de recursos, que atrai maior diversidade de visitantes às moitas. Desse modo, facilitam indiretamente a polinização de outras espécies vizinhas, e as chances de sucesso reprodutivo.

Muitos fatores influenciam no forrageio e seleção de fontes florais pelos visitantes. Na restinga, a diversidade de recursos é condição determinante para a seleção de moitas, especialmente sob condições abióticas estressantes que restringem e elevam os custos energéticos do forrageio. Sob a perspectiva da planta, dentre os fatores que determinam a dispersão do pólen, estão o acesso e disponibilidade do recurso que atraem o visitante. Assim, a diversidade de recursos, em moitas ricas compensa os efeitos do ambiente e direciona o forrageio das abelhas generalistas.

Recomendações para a conservação

As interações positivas facilitadas pela biodiversidade em moitas são cruciais diante das condições ambientais inóspitas que dificultam a sobrevivência das plantas e da imprevisibilidade da fauna de polinizadores. A integração dos mecanismos de amenização do habitat e atração dos visitantes cria uma rede de efeitos positivos, que contribui para o processo sucessional e para a manutenção da diversidade em moitas mais ricas. Um dos possíveis resultados dessas interações locais é a elevação da riqueza de espécies na APA das dunas e lagoas do Abaeté em relação a outras restingas do Brasil.

No entanto, o estado fragmentado da área da APA do Abaeté exemplifica a ineficiência das unidades de conservação na preservação da integridade da paisagem da restinga. A redução da cobertura vegetal original, convertida em edificações residenciais e comerciais, rodovias e empreendimento aeroportuário representam ameaças às espécies. Tais alterações nos padrões locais de diversidade em moitas poderiam resultar na perda de espécies de abelhas generalistas, o que representa uma grave ameaça às redes de interações locais.

Desse modo, intervenções nesse remanescente devem considerar a necessidade de manter a variabilidade estrutural da paisagem e diversidade nas moitas, visando manter populações locais de polinizadores, plantas e das suas interações neste local. Sugerem-se, ainda, a realização de estudos que analisem os remanescentes da APA de forma integrada, sob a perspectiva da paisagem, permitindo a análise comparativa da diversidade em relação a remanescentes circunvizinhos, e avaliar os efeitos potenciais da perda de habitat natural sobre as espécies.

LEITURA RECOMENDADA

MORAWETZ, W. 1983. 'Dispersion and sucession in an extreme tropical habitat: coastal sands and xeric woodland in Bahia (Brazil)'. v.7, p.359-380.

SILVA, F. O. Biodiversidade e interações positivas em moitas de restinga. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia. 2012. 168p.

VIANA, B. F., SILVA, F. O. & KLEINERT, A. M. P. 2006. 'A Flora apícola de uma área restrita de dunas litorâneas, Abaeté, Salvador, Bahia'. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 29, p. 13-25.



FOTO CAPA – Visão geral da paisagem no remanescente de dunas da APA do ABAETÉ. (autor da foto: Josenilton Alves Sampaio)

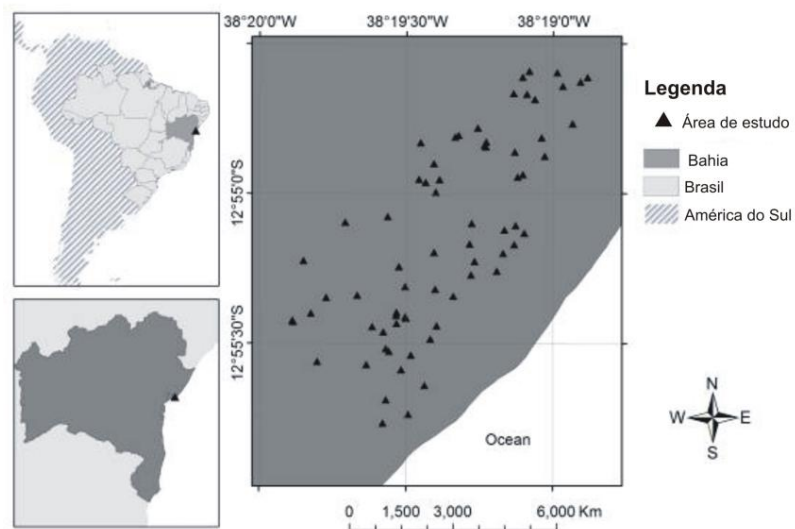


Figura 1A: Localização e delimitação do remanescente de restinga estudado, na Área de Proteção Ambiental das lagoas e dunas do Abaeté (autor do mapa: Eduardo Freitas Moreira)

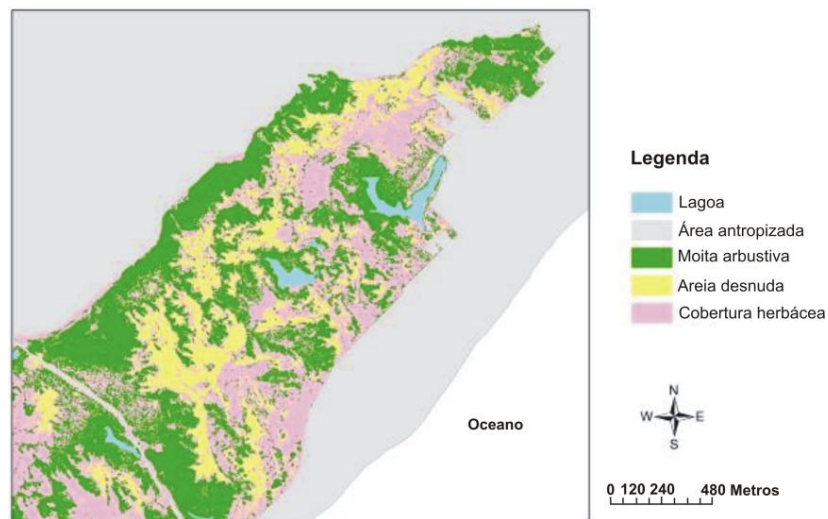


Figura 1B: Distribuição espacial da vegetação em restinga, as moitas e as herbáceas são dominantes e ocupam proporções similares (Mapa: Eduardo Freitas Moreira, Danilo Boscolo e Fabiana Oliveira da Silva)



FIGURA 1C: moitas arbustivas sobre dunas e áreas planas com herbáceas (autor da foto: Josenilton Alves Sampaio).



Figura 1D: Nas áreas planas com herbáceas formam lagoas temporárias no período chuvoso (autor da foto: Josenilton Alves Sampaio).



Figura 2: *Moldenhawera nutans* (A) e *Kielmeyera reticulata* (B) são plantas endêmicas das dunas do Abaeté e *Protium bahianum* (C) tem distribuição restrita as restingas do estado da Bahia. (autor das fotos: Josenilton Alves Sampaio)



Figura 3: A abelha mamangava (*Xylocopa cearensis*), visitantes floral mais abundante das dunas do Abaeté, em inflorescência de *Coccoleba* spp.

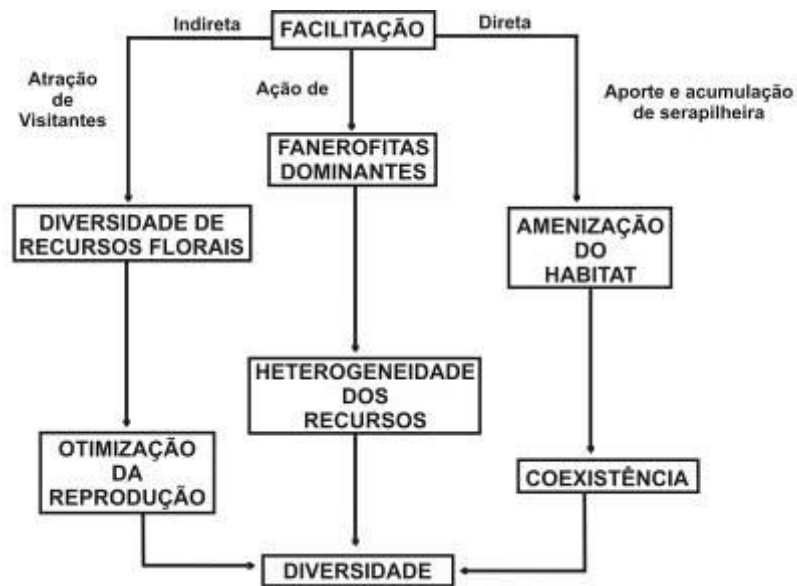


Figura 4: Modelo teórico hipotético da rede de efeitos positivos gerados pela diversidade e as interações em moitas arbustivas. Supomos que a diversidade tampona os efeitos negativos dos filtros ecológicos locais, aumentando as chances de coexistência e mantendo a diversidade nas moitas.

