

Ivan Jeferson Sampaio Diogo
Fernando Roberto Martins
Itayguara Ribeiro da Costa
Organizadores

Aspectos Ambientais de Florestas Serranas Úmidas no Nordeste do Brasil



UNIEDUSUL
EDITORA

2019

IVAN JEFERSON SAMPAIO DIOGO
FERNANDO ROBERTO MARTINS
ITAYGUARA RIBEIRO DA COSTA
Organizadores

**ASPECTOS AMBIENTAIS DE FLORESTAS SERRANAS ÚMIDAS NO
NORDESTE DO BRASIL**

Maringá – Paraná
2019

2019 Uniedusul Editora

Copyright da Uniedusul Editora
Editor Chefe: Profº Me. Wellington Junior Jorge
Diagramação e Edição de Arte: André Oliveira Vaz
Revisão: Os autores

Conselho Editorial

Alexandra Fante Nishiyama – Faculdade Maringá
Aline Rodrigues Alves Rocha – Pesquisadora
Ana Lúcia da Silva – UEM
André Dias Martins – Faculdade Cidade Verde
Brenda Zarelli Gatti – Pesquisadora
Carlos Antonio dos Santos – Pesquisador
Cleverson Gonçalves dos Santos – UTFPR
Constanza Pujals – Uningá
Delton Aparecido Felipe – UEM
Fabio Branches Xavier – Uningá
Fábio Oliveira Vaz – Unifatecie
Gilmara Belmiro da Silva – UNESPAR
João Paulo Baliscei – UEM
Kelly Jackelini Jorge – UNIOESTE
Larissa Ciupa – Uningá
Marcio Antonio Jorge da Silva – UEL
Márcio de Oliveira – UFAM
Pâmela Vicentini Faeti – UNIR/RM
Ricardo Bortolo Vieira – UFPR
Rodrigo Gaspar de Almeida – Pesquisador
Sâmilo Takara – UNIR/RM

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)

A838 Aspectos ambientais de florestas serranas úmidas no nordeste do Brasil [recurso eletrônico] / Organizadores Ivan Jeferson Sampaio Diogo, Fernando Roberto Martins, Itayguara Ribeiro da Costa. – Maringá, PR: Uniedusul, 2019.
46 p. : il.

Formato: PDF
Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader
Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia
ISBN 978-65-80277-24-7

1. Desenvolvimento sustentável – Nordeste (Brasil). 2. Florestas – Conservação – Nordeste (Brasil). 3. Plantas da caatinga. I. Diogo, Ivan Jeferson Sampaio. II. Martins, Fernando Roberto. III. Costa, Itayguara Ribeiro da.

CDD 634.92809813

Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores.

Permitido fazer download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

www.uniedusul.com.br

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....6

CAPÍTULO 1 13

RELAÇÕES FLORÍSTICAS ENTRE DISJUNÇÕES FLORESTAIS NO NORDESTE BRASILEIRO
E AS FLORESTAS AMAZÔNICA E ATLÂNTICA

IVAN JEFERSON SAMPAIO DIOGO
FERNANDO ROBERTO MARTINS
ITAYGUARA RIBEIRO DA COSTA

CAPÍTULO 231

SÍNDROMES DE POLINIZAÇÃO E DISPERSÃO DA FLORA DE UM REMANESCENTE
FLORESTAL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

IVAN JEFERSON SAMPAIO DIOGO
FERNANDO ROBERTO MARTINS
ITAYGUARA RIBEIRO DA COSTA

ASPECTOS AMBIENTAIS DE FLORESTAS SERRANAS ÚMIDAS NO NORDESTE DO BRASIL

RESUMO

A origem da vegetação encontrada nos brejos de altitude nordestinos está associada às variações climáticas ocorridas durante o Pleistoceno, que facilitaram a entrada de espécies das florestas Atlântica e Amazônica no domínio semiárido. A dispersão e a polinização são atuais provas do processo evolutivo que levou ao refúgio de determinadas espécies. O presente trabalho verificou o número de espécies das Florestas Amazônica e Atlântica, Caatinga e outros Brejos de Altitudes nordestinos presentes na composição florística da Serra de Baturité, determinando as síndromes de dispersão e de polinização da flora do remanescente. O compartilhamento de espécies entre os domínios indica que houve condições ambientais adequadas durante o Pleistoceno tardio para permitir o intercâmbio entre as floras Amazônica e Atlântica, gerando ambientes de transição ou ecótonos nas florestas serranas úmidas do Nordeste. Os preditores ambientais zoocoria e carbono orgânico do solo juntamente com seus processos ecológicos associados determinam a distribuição de espécies nos brejos de altitude e consequentemente o nicho ecológico. A Serra de Baturité apresenta a maioria das espécies melitófilas e dispersas por animais, que diferem entre os componentes lenhoso e não lenhoso da vegetação, a altitude e a vertente encontrada.

Palavras-chave: florestas serranas, dispersão, polinização, biogeografia, autoecologia.

ABSTRACT

The origin of vegetation found in the *brejos nordestinos* is linked to climatic variations that occurred during the Pleistocene, which facilitated the entry of species of Amazonian and Atlantic forests in semiarid areas. The dispersal and pollination are present evidence of the evolutionary process that led to the refuge for certain species. The present study examined the contribution of the number of species of Amazon and Atlantic Forest, Caatinga and Mountain Forests of Northeast to the floristic composition of Baturité mountain range, determining the dispersal and pollinating syndromes. The sharing of species between areas indicates the existence of adequate environmental conditions during the late Pleistocene to allow the exchange between the Amazon and Atlantic floras, creating transition environments or ecotones in moist mountain forests of the Northeast. The environmental predictors zoochory and soil organic carbon along with their associated ecological processes determine the distribution of species in the moist forests and hence the ecological niche. Baturité presents most species melittophilous and dispersed by animals, which differ between woody and non-woody components of vegetation, altitude and slope found.

Keywords: mountain forests, dispersal, pollination, biogeography, autoecology.

INTRODUÇÃO GERAL

O processo histórico de retração e expansão das formações vegetacionais brasileiras, a vicariância, a dispersão, a extinção ou diversificação de táxons são apontados como resultantes dos eventos paleoclimáticos e geomorfológicos (AB'SABER, 1977; WHITMORE & PRANCE, 1987; PRADO & GIBBS, 1993; OLIVEIRA-FILHO & RATTER, 1995; LEDRU *et al.*, 2007; ZEMLAK *et al.*, 2008).

A configuração atual do relevo do Nordeste brasileiro deriva das forças de distensão oriundas da separação das placas tectônicas da América do Sul e da África que provocaram o soerguimento de bacias sedimentares e de maciços cristalinos residuais durante o período Cretáceo (CLAUDINO-SALES; PEULVAST, 2007). Devido à presença de fósseis característicos, rochas calcárias e registro palinológico fóssil, diferentes autores afirmam a existência de períodos de alta umidade no Nordeste durante o Quaternário (ARZ *et al.*, 1999; BEHLING *et al.*, 2000; AULER *et al.*, 2004; WANG *et al.*, 2004; XIMENES, 2009).

Auler *et al.* (2004) concluíram que os eventos de acréscimo da precipitação são sincrônicos e apresentam um padrão de longas fases áridas intercaladas por fases úmidas relativamente curtas na região nordestina.

Em síntese, a região Nordeste apresentou climas frios com temperaturas médias de 5,4°C mais baixas que as atuais durante o Quaternário (STUTE *et al.* 1995) e repetidas oscilações climáticas, variando do semiárido ao úmido (AULER *et al.*, 2004; WANG *et al.*, 2004).

Estudos fitogeográficos realizados no Nordeste do Brasil indicam que as formações florestais tiveram sua origem no passado, por meio da distribuição das espécies entre a Floresta Amazônica e a Mata Atlântica (COLE 1960, ANDRADE-LIMA 1966, 1982, AB'SABER 1977).

Desse modo, Behling *et al.* (2000) ressaltam que, no Quaternário, haviam corredores ecológicos que facilitavam a troca de espécies entre a floresta pluvial tropical atlântica e a floresta tropical pluvial amazônica. Auler *et al.* (2004) e Wang *et al.* (2004) afirmam que essas mudanças climáticas e vegetacionais, embora pontuais, foram intensas e duradouras o suficiente para promover o intercâmbio de táxons ombrófilos entre a Floresta Amazônica e a Mata Atlântica.

De uma forma geral, esses estudos basearam-se em datações (recifes marinhos, fósseis de mamíferos pleistocênicos associados ao clima úmido e fósseis de plantas ombrófilas) e mostram evidências de paleoclimas úmidos em regiões onde são atualmente semiáridos.

As florestas tropicais Amazônica e Atlântica são mosaicos de vegetação que compartilham algumas similaridades, como a ocorrência de um número comum de táxons, porém as afinidades ocorrem em ordem decrescente de níveis hierárquicos: família, gênero e espécie (LEITÃO-FILHO, 1987). No entanto, apresentam muitas particularidades como condições climáticas, características edáficas e fauna associada.

A floresta Amazônica abrange as bacias amazônicas desde o Alto Orinoco, situado no estado do Amazonas até o Baixo Tocantins, no Pará, extrapolando as fronteiras brasileiras para atingir os países vizinhos como: Peru, Bolívia, Equador, Venezuela, Colômbia, Suriname, Guiana e Guiana Francesa (PIRES, 1953; TERBORGH & ANDRESEN, 1998), além de regiões pré-amazônicas (extremo oriental), como o estado do Maranhão (MUNIZ, 1996).

Originalmente, a floresta Atlântica estendia-se do Rio Grande do Sul até o nordeste brasileiro (Rio Grande do Norte), tendo como região nuclear o norte do estado de São Paulo e os estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, ocupando 1 milhão de km² (SMITH, 1962; JOLY *et al.*, 1991; VELOSO *et al.*, 1991; RIZZINI, 1997, SCUDELLER *et al.*, 2001). Dentro do domínio Atlântico e Amazônico são encontradas diversas fitofisionomias florestais e formações associadas ora adentrando no continente, ora se restringindo a uma estreita faixa litorânea de planície, ocorrendo também os encaves florestais no Nordeste (SCHÄFFER & PROCHNOW, 2002) que formam verdadeiras “ilhas” florestais, conhecidas como brejos de altitude ou florestas serranas.

Diversas hipóteses foram elaboradas com relação ao intercâmbio e à distribuição geográfica das espécies florestais com suposta distribuição amazônico-nordestina e atlântico-nordestina. A hipótese mais aceita atualmente sobre a origem da vegetação encontrada nos brejos de altitude está associada às variações climáticas ocorridas durante o Terciário e o Quaternário (Pleistoceno), que facilitaram a entrada de espécies das florestas Atlântica e Amazônica nos domínios do semiárido. Após intervalos entre períodos glaciais e interglaciais, as florestas Atlântica e Amazônica retornaram a sua distribuição original, gerando ilhas que permaneceram em locais de mesoclima favorável (ANDRADE-LIMA, 1982).

Flutuações climáticas, nos últimos 18.000 anos, geraram períodos glaciais frios e interglaciais quentes na zona temperada, favorecendo a expansão de formações vegetacionais mais abertas, como as savânicas (PRANCE, 1982). Desse modo, as áreas serranas constituíram regiões de refúgios (HAFFER, 1969) para a biota por meio de topoclimas locais em meio ao semiárido. Diante disso, as florestas serranas são caracterizadas como refúgios para espécies de origem ombrófila dentro da área de abrangência da caatinga no semiárido.

Os brejos também são caracterizados por apresentar plantas com distribuição amazônica e algumas espécies típicas das florestas serranas do sul e sudeste do Brasil (TABARELLI, 2001). Santos (2002) reforçou essa hipótese ao encontrar um padrão de distribuição disjunta da flora lenhosa na Amazônia e em 12 localidades de floresta serrana nordestina que se enquadra em um modelo de separação sequencial e gradativa de uma condição preexistente (retração da floresta úmida). Dessa forma, o processo de separação continuou até que os brejos atingissem o número e a conformação espacial atual.

Trabalhos recentes (TAVARES *et al.* 2000, CAVALCANTI & TABARELLI 2004, RODAL *et al.* 2005, RODAL & NASCIMENTO 2006, MELO-SANTOS *et al.* 2007) abordaram aspectos florísticos e biogeográficos nas florestas secas e úmidas do estado de Pernambuco, explicando a existência de espécies originárias da Amazônia e da Mata Atlântica.

A dispersão e a polinização são atuais provas do processo evolutivo que levou ao refúgio de

determinadas espécies. Dito isso, estudos na região nuclear e nos remanescentes florestais demonstram que a flora lenhosa é predominantemente dispersa por animais (ZIPARRO, 2005; KINOSHITA, *et al.* 2006; CARVALHO *et al.*, 2006; MARANGON *et al.*, 2010) e, no tocante à síndrome de polinização, predominam plantas melitófilas (KINOSHITA *et al.*, 2006; YAMAMOTO, 2007).

O estudo das interações entre plantas e animais seja por meio da polinização ou da dispersão, são importantes para a compreensão da estrutura de comunidades, já que podem influenciar na riqueza, abundância e distribuição espacial das espécies, constituindo ferramentas fundamentais para a conservação. Desse modo, polinização e dispersão são processos ecológicos que estão diretamente relacionados ao sucesso reprodutivo das plantas (WUNDERLEE, 1997; MACHADO & LOPES, 2004), já que a diversidade genética vegetal é influenciada por polinizadores e dispersores por meio da troca de genes (NASON *et al.* 1997).

Vários estudos têm mostrado que o ambiente exerce influência na distribuição das síndromes de polinização e dispersão, já que estas sofrem diferentes pressões seletivas tanto pela forma da planta, predação e competição pelos mesmos recursos, quanto pela estacionalidade climática do local (ZIMMERMAN, 1988; DREZNER *et al.*, 2001).

No estado do Ceará, as serras úmidas (FIGUEIREDO & NUNES 1996) ou matas de brejo (XAVIER *et al.* 2007) são encontradas nos topos das serras e chapadas e nas vertentes a barlavento (que recebem as chuvas orográficas), como é o caso das serras de Aratanha, Maranguape, Meruoca, Uruburetama, Planalto da Ibiapaba do Norte, Chapada do Araripe e Baturité (FIGUEIREDO & BARBOSA 1990). Tais serras representam apenas 3,71% da superfície do Estado (XAVIER 2007) e, dentre estas, a Serra de Baturité merece destaque por ser a mais extensa, uma das mais altas e mais úmidas do Ceará (ARAÚJO *et al.* 2007) (Figura 1).



Figura 1: Em destaque as florestas úmidas serranas do estado do Ceará.

Silva & Tabarelli (2000) demonstraram como os remanescentes de florestais nordestinos necessitam de ações conservacionistas mais intensas, já que estes são os mais ameaçados, tanto pela distância entre as “ilhas” como pela exploração antrópica. O interesse no estudo das consequências

da fragmentação florestal sobre a conservação tem aumentado significativamente nos últimos anos, devido à constatação de que a maior parte da biodiversidade encontra-se hoje localizada em pequenos fragmentos florestais, pouco estudados e marginalizados por iniciativas conservacionistas.

Análises de similaridade florística entre fragmentos florestais circundados por matrizes antropizadas têm sido aplicadas no planejamento de reservas naturais para a conservação e manejo da biodiversidade. Considerando que os encraves florestais nordestinos constituem abrigo natural de diversas espécies ameaçadas de extinção, o conhecimento da estrutura e da composição das comunidades vegetais e animais e suas interações, além da relação destas com o ambiente ao qual se encontram inseridas, é de suma importância para a implementação de ações visando à diminuição da perda de biodiversidade e à conservação ambiental.

Embora esses remanescentes situados sob as elevações nordestinas tenham tido uma grande importância como refúgios potenciais durante as oscilações secas do paleoclima, os estudos de biogeografia espaço-temporal e autoecologia nessas áreas ainda são escassos. A compreensão da distribuição espaço-temporal dos seres vivos depende de fatores históricos e ecológicos em conjunto (Myers & Giller, 1988; Ron, 2000). Dentro deste contexto, conhecer as síndromes de polinização e dispersão das espécies encontradas nas florestas serranas é necessário para entender a origem desses encraves de vegetação úmida.

Admitindo-se que a flora da Serra de Baturité pode ser considerada de origem atlântico-amazônica inserida na região semiárida e circundada pela caatinga, o presente trabalho objetivou caracterizar um remanescente florestal do maciço em termos autoecológicos e biogeográficos. Dessa forma, pretende-se verificar a contribuição em número de espécies das Florestas Amazônica e Atlântica para a composição florística, determinar as síndromes de dispersão e de polinização da flora do remanescente e comparar os caracteres com levantamentos realizados tanto na região nuclear, quanto em brejos de altitude.

REFERÊNCIAS

- Ab'saber A.N. 1977. Espaços Ocupados pela Expansão dos Climas secos na América do Sul por ocasião dos períodos Glaciais Quaternários. *Paleoclimas*, 3: 1-9.
- Andrade-lima, D. 1966. Contribuição ao paralelismo da flora amazônico-nordestina. Pp. 1-30. In: Boletim Técnico IPA (Boutton, T.W., eds). Recife.
- Andrade-lima, D. 1982. The Caatinga Dominion. *Revista Brasileira de Botânica*, 4: 149-153.
- Araujo, F.S., Gomes, V.S., Silveira, A.P., Figueiredo, M.A., Oliveira, R.S., Bruno, M.M.A., Lima-verde, L.W., Silva, E.F., Otutumi, A.T. & Ribeiro, K.A. 2007. Efeito da variação topoclimática e estrutura da vegetação da serra de Baturité, Ceará. Pp. 75-162 In: Diversidade e conservação da Biota da serra de Baturité, Ceará. (Oliveira, T.S. & Araújo, F.S., eds.) Edições UFC/COELCE: Fortaleza.
- Arz, H.W.; Pätzold, J.; Wefer, G. 1999. Climatic changes during the last deglaciation recorded in sediment cores from the northeastern Brazilian Continental Margin. *Geo-Marine Letters*, 19: 209-218.
- Auler, A.S.; Wang, X.; Edwards, R.L.; Cheng, H.; Cristalli, P.S.; Smart, P.L.; Richards, D.A. 2004. Quaternary ecological and geomorphic changes associated with rainfall events in presently semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Quaternary Science*, 19(7): 693-701.
- Behling, H., Arz, W.H., Pätzold, J., Wefer, G., 2000. Late quaternary vegetational and climate dynamics in northeastern Brazil, inferences from marine core GeoB3104-1. *Quaternary Science Reviews*, 19: 981- 994.
- Carvalho, F. A.; Nascimento, M. T.; Braga, J. M. A. 2006. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica Submontana na região de Imbaú, município de Silva Jardim, R J. *Acta Botanica Brasilica*, 20(3): 727-740.
- Cavalcanti, D. & Tabarelli, M. 2004. Distribuição das plantas Amazônico-Nordestinas no Centro de Endemismo Pernambuco: Brejos de Altitude vs. Floresta de Terras Baixas. Pp. 285-296. In: Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba. (Pôrto, K.C.; Cabral, J.J.P. & Tabarelli, M., eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Claudino-Sales, V.; Peulvast, J.P. 2007. Evolução morfoestrutural do relevo da margem continental do estado do Ceará, Nordeste do Brasil. *Caminhos de Geografia (on-line)*, 8(20): 1-21.
- Cole, M.M. 1960. Cerrado, caatinga and pantanal: The distribution and origem of the savana vegetation of Brazil. *The Geographical Journal*, 126(2): 168-179.
- Drezner, T.D.; Fall, P.L. & Stromberg, J.C. 2001. Plant distribution and dispersal mechanisms at the Has-sayampa River Preserve, Arizona, USA. *Global Ecology & Biogeography*, 10: 205-217.
- Figueiredo, M. A.; Barbosa, M. A. 1990. *A vegetação e flora na serra de Baturité*. Coleção Mossoroense. Série B, n.747.
- Figueiredo, M.A.; Nunes, L.E.C. 1996. Aspectos Florísticos dos remanescentes de Mata Atlântica no Ceará: Uma comparação com as áreas tradicionais de ocorrência no Brasil. In: REUNIÃO NORDESTINA DE BOTÂNICA, Natal, Rio Grande do Norte.
- Haffer, J. 1969. Speciation in Amazonian Forests Birds. *Science*, 165: 131-137.
- Kinoshita, L.S.; Torres, R.B.; Forni-Martins, E.R.; Spinelli, T.; Ahn, Y.J. & Constâncio, S.S. 2006. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP. *Acta Botanica Brasilica*, 20: 313-327.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the tree species in tropical forest. *American Naturalist*, 104: 501-528.
- Joly, C. A.; Leitão-Filho, H. F.; Silva, S. M. 1991. O patrimônio florístico da Mata Atlântica. Pp. 96-128. In: (Câmara, I. G., Coord.). Editora Index e Fund. SOS Mata Atlântica: São Paulo.
- Ledru M.P.; Salatino, M.L.F.; Ceccantini, G.; Salatino, A.; Pinheiro, F.; Pintaud, J.C. 2007. Regional assessment of the impact of climatic change on the distribution of a tropical conifer in the lowlands of South America. *Diversity and Distributions*, 13: 761- 771.

- Leitão-Filho, H.F. 1987. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. *IPEF*, 45: 41-46.
- Machado, I.C. & Lopes, A.V. 2004. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian Tropical Dry forest. *Annals of Botany*, 94(3): 365-376.
- Marangon, G. P.; Cruz, A. F., Barbosa, W. B.; Loureiro, G. H.; Holanda, A. C. 2010. Dispersão de sementes de uma comunidade arbórea em um remanescente de mata atlântica, município de Bonito, PE. *Revista Verde*, 5(5): 80 – 87.
- Melo-santos, A. M., Cavalcanti, D. R., Silva, J. M. C. D., Tabarelli, M. 2007. Biogeographical relationships among tropical forests in north-eastern Brazil. *Journal of Biogeography*, 34: 437–446.
- Myers, A.A. & Giller, P.S. 1988. Process, patterns and scale in biogeography. *Analytical Biogeography*. Pp. 3-20. In: An integrated approach to the study of animal and plant distributions (A.A. Myers e P.S. Giller, Eds.), Chapman & Hall: London.
- Nason, J.D.; Aldrich, P.R. & Hamrick, J.L. 1997. Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. Pp. 304-320. In: Tropical forest remnants - ecology, management, and conservation of fragmented communities. (Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O., Eds.) University of Chicago Press: Chicago.
- Oliveira, T. S.; Araújo, F.S. 2007. Diversidade e conservação da biota na serra de Baturité, Ceará. 1a. ed. Fortaleza: Edições UFC/COELCE, 445p.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 1995. A study of the origin of Central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany*, 52: 141-194.
- Pires, J.M.; Dobzhansky, T. & Black, G.A. 1953. An estimate of the number of species of trees in an Amazonian forest community. *Botanical Gazette*, 114: 467-77.
- Prado, D.E. & Gibbs, P.E. 1993. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. *Annals of Missouri Botanic Gardens*, 80: 902-927.
- Prance, G.T. 1982. Forest refuges: evidences from woody angiosperms. Pp. 137-158. In: *Biological diversification in the tropics*. (Prance, G.T., Ed.) Columbia University Press: New York.
- Rizzini, C.T. 1997. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. 2 ed. Âmbito Cultural Edições, Rio de Janeiro. 427p.
- Rodal, M. J. N.; Sales, M. F.; Silva, M. J.; Silva, A. G. 2005. Flora de um Brejo de Altitude na escarpa oriental do planalto da Borborema, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 19(4): 843-858.
- Rodal, M. J. N. & Nascimento, L. M. 2006. The arboreal component of a dry Forest in Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2A): 479-491.
- Ron, S.R. 2000. Biogeographic area relationships of lowland Neotropical rainforest based on raw distribution of vertebrate groups. *Biological Journal of the Linnean Society*, 71: 379-402.
- Santos, A.M.M. 2002. Distribuição de plantas lenhosas e relações históricas entre a floresta Amazônica, a floresta Atlântica costeira e os brejos de altitude do nordeste brasileiro. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Schäffer, W. B. & Prochnow, M. 2002. *A Mata Atlântica e você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira*. Apremavi, Brasília, Brasil, 156 p.
- Scudeller, V. V.; Martins, F.R. & Shepherd, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. *Plant Ecology*, 152:185-199.
- Silva, J. M. C. & Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of Northeast Brazil. *Nature*, 404: 72-74.
- Stute, M.; Forster, M.; Frischkorn, H.; Serejo, A.; Clark, J.F.; Schlosser, P.; Broecker, W.S.; Bonani, G. 1985. Cooling of tropical Brazil (5 °C) during the last glacial maximum. *Science*, 269: 379–383.

- Tabarelli, M. 2001. Integridade e ameaças aos brejos da Paraíba e Pernambuco. Pp. 82-91. In: Plano de Conservação dos Brejos de Paraíba e Pernambuco. Relatório Técnico do Subprojeto Recuperação e Manejo dos Ecossistemas Naturais de Brejos de Altitude de Pernambuco e Paraíba. (Tabarelli, M., Ed.) Projeto PROBIO, Ministério do Meio Ambiente: Recife.
- Pôrto, K. C., Cabral, J. J. P., Tabarelli, M. Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação. Ministério do Meio Ambiente: Recife.
- Tavares, M.C., Rodal, M.J.N., Melo, A.L. & Araújo, M.F.L. 2000. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de Floresta Ombrófila Montana do Parque Ecológico João Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, Pernambuco. *Naturalia* 26: 243-270.
- Terborgh, J. & Andresen, E. 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. *Journal of Tropical Ecology*, 14: 645-664.
- Veloso, H.P., Rangel-Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Whitmore, T.C. & Prance, G.T. 1987. *Biogeography and quaternary History in Tropical America*. Clarendon Press, Oxford.
- Yamamoto, L. F.; Kinoshita, L. S.; Martins, F. R. 2007. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 21(3): 553-573.
- Xavier, F.A.S.; Oliveira, T. S.; Araújo, F. S.; Gomes, V. S. 2007. Manejo da vegetação sob linhas de transmissão de energia elétrica na Serra de Baturité. *Ciência Florestal*, 17: 351-364.
- Ximenes, C.L. Tanques Fossilíferos de Itapipoca, CE - Bebedouros e cemitérios de megafauna pré-histórica. 2008. In: Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil. (Winge, M.; Schobbenhaus, C.; Souza, C.R.G.; Fernandes, A.C.S.; Berbert-Born, M.; Queiroz, E.T.; Eds.). Disponível em <<http://www.sigep.cprm.gov.br/sitio014/sitio014.pdf>>.
- Wang, X.; Auler, A.S.; Edwards, R.L.; Cheng, H.; Cristalli, P.S.; Smart, P.L.; Richards, D.A.; Shen, C.C. 2004. Wet periods in northeastern Brazil over the past 210 kr linked to distant climate anomalies. *Nature*, 432: 740-743.
- Zemlak, T.S.; Habit, E.M.; Walde, S.J.; Battini, M.A.; Adams, E.D.M.; Ruzzante, D.E. 2008. Across the southern Andes on fire: glacial refugia, drainage reversals and a secondary contact zone revealed by the phylogeographical signal of *Galaxias platei* in Patagonia. *Molecular Ecology*, 17: 5049–5061.
- Zimmerman, M. 1988. Nectar production, flowering phenology, and strategies for pollination. Pp. 157-178. In: *Plant reproductive ecology - patterns and strategies*. (Doust, J.L. & Doust, L.L., Eds.). Oxford University Press: New York.
- Ziparro, V.B., Guilherme, F.A.G., Almeida-scabbia, R.J. & Morellato, L.P.C. 2005. Levantamento florístico de floresta Atlântica no sul do estado de São Paulo, Parque Estadual de Intervales, Base Saibadela. *Biota Neotropical*, 5(1):1-24.

RELAÇÕES FLORÍSTICAS ENTRE DISJUNÇÕES FLORESTAIS NO NORDESTE BRASILEIRO E AS FLORESTAS AMAZÔNICA E ATLÂNTICA



IVAN JEFERSON SAMPAIO DIOGO

Prof. Dr., Faculdade Terra Nordeste – FATENE

FERNANDO ROBERTO MARTINS

Prof. Dr., Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP

ITAYGUARA RIBEIRO DA COSTA

Prof. Dr., Departamento de Biologia,
Universidade Federal do Ceará

INTRODUÇÃO

A atual configuração fitogeográfica da América Latina é derivada das oscilações climáticas ocorrentes no período Quaternário (Bigarella *et al.*, 1975; Bigarella & Andrade-Lima, 1982), onde eventos paleoclimáticos e geomorfológicos foram responsáveis pela alta diversidade biológica e pelo histórico de retração e expansão de formações vegetais nos neotrópicos (Gentry, 1982; Whitmore & Prance, 1987; Prado & Gibbs, 1993; Oliveira-Filho & Ratter, 1995). Nesse contexto, as flutuações do clima são fundamentais para compreender os padrões de distribuição, dispersão, vicariância, extinção e diversificação dos táxons (Ledru *et al.*, 2007; Zemplak *et al.*, 2008).

No Brasil, as florestas tropicais são representadas pela floresta Amazônica e Atlântica,

especialmente separadas por vegetações mais abertas de Caatinga, Cerrado e Pantanal. A floresta Amazônica, no Brasil, abrange as bacias fluviais desde o Alto Orinoco, situado no estado do Amazonas até o Baixo Tocantins, no Pará (Pires, 1953), além de regiões pré-amazônicas no extremo oriental, como o estado do Maranhão. Originalmente, a floresta Atlântica estendia-se do estado Rio Grande do Sul até o nordeste brasileiro, tendo como área core ou região nuclear o norte do estado de São Paulo e os estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, ocupando 1 milhão de km² (Smith, 1962). Dentro do domínio Atlântico e Amazônico são encontradas diversas fitofisionomias florestais e formações associadas ora adentrando o continente, ora se restringindo a uma estreita faixa litorânea de planície (Schäffer & Prochnow, 2002).

Estudos fitogeográficos indicam que a Floresta Amazônica e a Mata Atlântica foram anteriormente interconectadas, permitindo a troca e a distribuição de espécies (Cole, 1960; Andrade-Lima, 1964, 1982; Ab'saber, 1977; Behling *et al.*, 2000), que podem ter ocorrido por: (1) especiação por vicariância ou (2) dispersão a longas distâncias. Devido à presença de fósseis característicos (mamíferos pleistocênicos associados a climas úmidos e registros polínicos de plantas ombrófilas), rochas calcárias e datações de recifes marinhos, diferentes autores afirmam a

existência de períodos de alta umidade no Quaternário em regiões que atualmente são consideradas semiáridas (Arz *et al.*, 1999; Behling *et al.*, 2000), como o nordeste brasileiro.

Os eventos de acréscimo de precipitação foram intensos e sincrônicos por apresentarem um padrão de longas fases áridas intercaladas por fases úmidas (Auler *et al.*, 2004, Wang *et al.*, 2004). Essas flutuações no clima foram suficientes para promover o intercâmbio de táxons ombrófilos. Após intervalos entre períodos glaciais e interglaciais, as florestas tropicais retornaram a sua distribuição original, gerando ilhas vegetacionais que permaneceram em locais de mesoclima favorável (Andrade-Lima, 1982). Com o resfriamento adiabático e o conseqüente aumento da precipitação, os encaves florestais localizados no semiárido funcionaram como refúgios ecológicos (Haffer, 1969; Bigarella *et al.*, 1975; Andrade-Lima, 1982; Prance, 1982) para diferentes espécies vegetais e animais, constituindo abrigo natural de diversas espécies ameaçadas de extinção e de espécies novas ainda não descritas (Schneider *et al.*, 1999)

Uma das melhores regiões para estudar a dinâmica das conexões entre a Amazônia e a Mata Atlântica é o Nordeste brasileiro. A cobertura vegetal dessa região é modulada pelo clima (Juaréz & Liu, 2001; Ferreira *et al.*, 2001), sendo a caatinga seu tipo de vegetação predominante embora também sejam encontradas outras formações savânicas como o cerrado (Costa & Araújo 2004), o carrasco (Araújo *et al.* 1997) e formações florestais como as florestas ombrófilas densa e aberta, florestas estacionais semidecíduais e decíduais, além de áreas de transição (Tavares *et al.*, 2000; Tabarelli, 2001; Melo-Santos *et al.*, 2007; Lopes *et al.*, 2008).

Poucos estudos nas florestas úmidas serranas no Nordeste brasileiro enfocam biogeografia por meio de composição taxonômica. As análises fitogeográficas abordam relações entre o Centro Pernambucano de Endemismo e outras fitofisionomias florestais (Melo-Santos *et al.*, 2007), relações de florestas serranas com florestas de terras baixas em Pernambuco (Cavalcanti & Tabarelli, 2004) e comparações florísticas e estruturais entre florestas estacionais e úmidas em Pernambuco (Lopes *et al.*, 2008). Apenas uma análise considerou serras úmidas do estado do Ceará (Cavalcante *et al.*, 2000), entretanto, tal levantamento foi realizado com uma amostragem muito baixa para a região. A partir das diversas explicações existentes para a biogeografia de remanescentes florestais serranos, o objetivo do presente estudo é investigar a hipótese de que as serras úmidas nordestinas que recebem chuva de convecção forçada formam um complexo ecotonal atlântico-amazônico, atuando como uma área de tensão transicional entre Amazônia e Mata Atlântica.

MATERIAL E MÉTODOS

Os métodos biogeográficos de vicariância ou cladísticos são os mais adequados para a recuperação das relações históricas existentes entre diferentes áreas (Humphries & Parenti, 1999), partindo-se do pressuposto básico de que a distribuição de um determinado táxon co-varia com a sua história evolutiva (Wiley, 1988). Como há uma escassez de informações filogenéticas sobre táxons neotropicais (Ron, 2000), o presente trabalho enfocou análises florísticas baseadas em comparações de espécies compartilhadas entre diferentes áreas.

Foram elaboradas matrizes de abundância de espécies de plantas lenhosas para seis áreas da Serra de Baturité em três cotas altitudinais distintas (400-600m, 600-800m, >800m a sotavento e a barlavento), constituindo o primeiro bloco de estudo. A partir da distribuição geográfica das espécies ocorrentes na Serra de Baturité e dos conceitos de domínio florístico [determinado pela flora ou conjunto de espécies vegetais de um determinado tipo de vegetação] e domínio fitogeográfico [determinado pelo tipo de vegetação e elementos florísticos autóctones de uma região natural] (Cabrera & Willink, 1980), reuniram-se informações sobre a abundância de espécies lenhosas em quatro principais domínios: Amazônico - região nuclear e pré-amazônica (Bloco 2), Atlântico – área core (Bloco 3), Caatinga (Bloco 4) e Florestas Úmidas Serranas (Bloco 5). A classificação das florestas serranas como úmidas ou sazonais foi baseada em critérios de Veloso *et al.* (1991). Para esta análise, as florestas úmidas serranas foram utilizadas como sinônimos de brejos de altitude.

Por meio da análise de estudos com distribuição de espécies de plantas vasculares em regiões biogeográficas (McLaughlin, 1989; Conran, 1995; Linder *et al.*, 2005; Rodal *et al.*, 2008; Melo-Santos *et al.*, 2007), foi estabelecido um n = 8 levantamentos por bloco (exceto Serra de Baturité, onde foram amostradas 6 áreas) como critério de amostragem, totalizando 38 sítios. Os domínios foram mapeados e divididos em quadrículas de tamanhos iguais (Kreft & Jetz, 2010), a partir das quais foram sorteadas coordenadas geográficas, escolhidos os levantamentos mais próximos (Tabela 1) e plotados no mapa do Brasil (Figura 1). Amostras de pequenas dimensões foram excluídas, pois podem vir a causar distorções substanciais na análise de similaridade (Lennon *et al.*, 2001; Koleff *et al.*, 2003).

Foram construídas matrizes de dados, onde as colunas representavam as espécies (abundância) e as linhas, as localidades aleatorizadas. A confirmação da validade do nome das espécies contidas nos levantamentos publicados bem como a abreviação dos autores foram realizadas por consulta a listas de verificação (Flora Neotropica e Flora brasiliensis), herbários especializados, centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA) e dados de instituições científicas [(Royal Botanical Garden (Kew) e Missouri Botanical Garden (W3 Tropicos)].

Tabela 1. Levantamentos fitossociológicos selecionados para compor os blocos: Amazônia, Floresta Atlântica, Caatinga, Florestas Serranas e Serra de Baturité. PQ = pontos-quadrante, P = parcelas, T = transectos

Município/Estado	Código	Coordenadas (S;O)	Área (ha)	Critério	Referências
Amazônia					
Querência/MT	AM1	12°19'20"; 52°43'29"	5	PQ	Kunz <i>et al.</i> (2008)
Paragominas/PA	AM2	3°30'; 48°45'	12	P	Pinheiro <i>et al.</i> (2007)
Carauari/AM	AM3	4°40'24"; 66°35'13"	4	T + P	Silva <i>et al.</i> (1992)
Maré/AM	AM4	1°45'; 61°15'	1	P	Milliken (1998)
Carauari/AM	AM5	5°35'45.2"; 67°46'37.4"	4,5	T + P	Lima <i>et al.</i> (2012)
Afuá/PA	AM6	0°09'24"; 50°23'12"	2,5	P	Gama <i>et al.</i> (2002)
Caracará/RR	AM7	1°01'43"; 62°05'21"	1	P	Alárcon & Peixoto (2007)
São Luís/MA	AM8	2°32'; 44°17'	0,5	P	Muniz <i>et al.</i> (1996)

Mata Atlântica					
São Miguel Arcanjo/SP	AT1	24°00'; 48°05'	5,76	P	Dias (2005)
Itatiba/SP	AT2	23°01'; 46°43'	10	PQ	Cerqueira (2005)
Silva Jardim/RJ	AT3	22°30'; 42°30'	3,6	P	Borém & Oliveira-Filho (2002)
Rio Bonito/RJ	AT4	22°40'02"; 42°30'21"	4	P	Carvalho <i>et al.</i> (2007)
Linhares/ ES	AT5	18° 33'; 40°15'	1	P	Paula (2006)
Dionísio/MG	AT6	19° 29'; 42° 38'	2,8	PQ	Lopes <i>et al.</i> (2002)
Itatinga/SP	AT7	18°38'35"; 48°11'19"	0,42	T + P	Ivanauskas <i>et al.</i> (1999)
Ubatuba/SP	AT8	23°20'2,9"; 44°49'56,2"	1	P	Campos <i>et al.</i> (2011)
Caatinga					
Santa Luzia/PB	CA1	6°48'36"; 36°57'38,8"	0,4	P	Fabricante & Andrade (2007)
Crateús/CE	CA2	5°7'; 40°2'22.79"	1	P	Costa & Araújo (2012)
Aiuaba/CE	CA3	6°36'01"; 40°19'19"	1,5	P	Lemos (2006)
Serra Grande do Norte/RN	CA4	6° 40'; 37° 20'	0,6	P	Santana (2005)
Floresta /PE	CA5	8° 30'; 38° 17'	7,5	P	Rodal <i>et al.</i> (2008)
Custódia/ PE	CA6	8° 18'; 38° 35'	7,5	P	Rodal <i>et al.</i> (2008)
Iguatu/CE	CA7	6°19'46"; 39°22'38"	100	P	Lima (2011)
Iguatu/CE	CA8	6°21'78"; 39°14'23"	200	P	Lima (2011)
Florestas serranas					
Areia/PB	FS1	6° 58' 12"; 35° 42' 15"	1,68	T + P	Andrade <i>et al.</i> (2006)
São Vicente Férrer/PE	FS2	7°38'; 35°30'	1	P	Ferraz & Rodal (2008)
Maturéia /PB	FS3	6° 02' 12"; 38° 45' 45"	1	T + P	Cunha (2010)
Buíque/PE	FS4	8°67'; 37°01'	0,3	PQ	Rodal <i>et al.</i> (1998)
Catende/PE	FS5	8° 63' 59"; 35° 77' 74"	1	P	Costa-Junior <i>et al.</i> (2008)
Baturité/CE	FS6	4°15'; 38°35"	0,9	P	Cavalcante <i>et al.</i> (2000)
Caruaru/PE	FS7	8° 22' 09"; 36° 05' 00"	1	P	Tavares <i>et al.</i> (2000)
Triunfo/PE	FS8	7°49"; 38°17'	6	P	Ferraz <i>et al.</i> (2003)
Serra de Baturité					
Guaramiranga/CE	1S	4°15'32"; 38°58'51"	1	PQ	Araújo <i>et al.</i> (2007)
Mulungu/CE	2S	4°17'11"; 39°00'4"	1	PQ	Araújo <i>et al.</i> (2007)
Guaramiranga/CE	3S	4°12'22"; 38°58'16"	1	PQ	Araújo <i>et al.</i> (2007)
Baturité/CE	1B	4°17'54"; 38°56'10"	1	PQ	Araújo <i>et al.</i> (2007)
Guaramiranga/CE	2B	4°17'50"; 38°55'59"	1	PQ	Araújo <i>et al.</i> (2007)
Pacoti/CE	3B	4°13'5"; 38°55'55"	1	PQ	Araújo <i>et al.</i> (2007)



Figura 1: Mapa do Brasil com a representação de cada levantamento delimitado pelos domínios fitogeográficos.

Com o intuito de evitar suposições e resultados enigmáticos, neutros ou que não reflitam verdadeiramente o compartilhamento histórico-biogeográfico (Rosen, 1992; Ron, 2000), foram respeitadas diversas premissas para o estabelecimento das relações: (1) O conjunto de dados foi elaborado a partir da abundância absoluta de espécies como um caráter de critério objetivo a fim de reduzir uma variedade de classificações (Lamshead & Paterson, 1986), uma vez que espécies ocasionais têm seu peso reduzido na amostra; (2) Para não ignorar o caractere escolhido a partir da distância entre as matrizes (Nel *et al.*, 1998), foi obedecida a proporcionalidade entre tamanho da área e critérios de inclusão fitossociológicos para evitar erros de amostragem (Kreft & Jetz, 2010); (3) A diversidade e a riqueza de espécies em cada área foi utilizada para critérios comparativos; (4) A ordenação com os dados quantitativos foi utilizada para capturar o padrão apresentado pelas espécies mais abundantes, pois estas terão as maiores contribuições para as diferenças entre sítios de coleta.

Mediante um diagrama de Venn, representamos as espécies exclusivas do enclave florestal cearense, as comuns e exclusivas aos outros domínios e as comuns entre a Serra de Baturité e cada uma dos demais domínios, com a finalidade de demonstrar o compartilhamento de espécies existente entre as diferentes áreas. Como os dados foram extraídos de levantamentos quantitativos (fitossociológicos), as informações condensadas foram plotadas no Diagrama de Venn e devem ser consideradas como um meio de avaliar quantitativamente as relações florísticas entre os domínios fitogeográficos (Oliveira-Filho & Ratter, 1995). Os cálculos foram realizados com o auxílio do pacote estatístico R (R Development Core Team, 2010).

A fim de visualizar os padrões de semelhança entre as áreas e atingir uma maior precisão na análise dos resultados obtidos, foi utilizado um conjunto de métodos para estabelecer as relações de similaridade florística:

1) Antes de aplicar métodos de ordenação e agrupamento, uma medida apropriada deve ser selecionada para mensurar as distâncias entre pares e entre estes e os grupos. Foi utilizado o índice de Sørensen/Bray-Curtis como medida de dissimilaridade nas análises, uma vez que considera tanto a riqueza quanto a diferença na composição de espécies (Koleff *et al.*, 2003).

2) Como as regiões biogeográficas são hierarquicamente organizadas por grupos (Escalante, 2009) e as suas relações podem ser altamente informativas sobre ligações e processos, foi realizada uma análise de agrupamento (Kent & Coker, 1992) pelo método par-grupo por médias não-ponderadas (UPGMA). O UPGMA produz um arranjo hierárquico de classificação das áreas representado por um dendograma que fornece um ponto de partida para futuras inferências evolutivas sobre as relações entre áreas e padrões de vicariância e dispersão. A representatividade deste dendograma foi avaliada por correlação cofenética entre as distâncias originais e as distâncias entre as áreas no dendograma.

3) Foi aplicada a técnica de Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla (MRPP) com o objetivo de avaliar a distância e similaridade de grupos com amostras de tamanhos diferentes. Essa análise não-paramétrica mede a heterogeneidade observada da ocorrência de espécies dentro dos diferentes grupos em relação à heterogeneidade esperada com base na distribuição aleatória de espécies entre os grupos (McCune & Mefford, 2011). Nesse estudo, a MRPP testa a hipótese de não haver diferenças na composição de espécies presentes nos diferentes domínios fitogeográficos. É obtido um valor “A” (*chance-corrected within-group agreement*) que descreve o tamanho do efeito, variando num intervalo de -1 a +1 (Zimmerman *et al.*, 1985).

4) As áreas foram ordenadas em relação à similaridade de espécies por análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS). Esta técnica parte de uma configuração inicial de pontos (áreas) alocados ao acaso em um número reduzido de dimensões. Com base nesta distribuição inicial, são calculadas novas distâncias, que são comparadas às originais e, mediante procedimento iterativo, as diferenças entre essas matrizes são minimizadas com o uso da estatística stress (S) (Clarke & Warwick, 2001).

As análises acima descritas foram realizadas com a utilização do software estatístico PC-ORD 6.0 (McCune & Mefford, 2011). As matrizes de dados estão disponíveis a partir de solicitação aos autores.

RESULTADOS

Foi caracterizada a distribuição de 1628 espécies e 469 gêneros de plantas lenhosas ocorrentes nas 38 áreas de estudo. As espécies que ocorriam em apenas uma localidade e as que foram amostradas em todas foram excluídas das matrizes de ordenação, totalizando 1347 espécies e 399 gêneros representativos. O Diagrama de Venn (Fig.2) oferece uma avaliação direta da relação, composição e padrões para a flora de espécies lenhosas nas diferentes áreas analisadas.

Foi observado que Amazônia e Mata Atlântica possuem particularidade na composição florística, uma vez que apresentam, respectivamente, 34,8% e 26,9% de espécies exclusivas. A Caatinga é um domínio que possui espécies endêmicas bem adaptadas às suas condições, uma vez que, mesmo possuindo uma quantidade relativamente menor de espécies, 67 espécies ocorrem exclusivamente em suas áreas. Tanto a Serra de Baturité quanto as Florestas Serranas possuem um grau de endemismo reduzido quando comparadas às demais, com 14 e 15 espécies respectivamente, o que nos permite concluir que grande parte de suas espécies são compartilhadas entre os diferentes domínios. De 367 espécies observadas para as florestas serranas, 81,2% são comuns a outros domínios, mostrando a característica de transição existente nessas regiões. Quantidade semelhante, 73,8%, é também compartilhada entre a Serra e Baturité e os outros domínios.

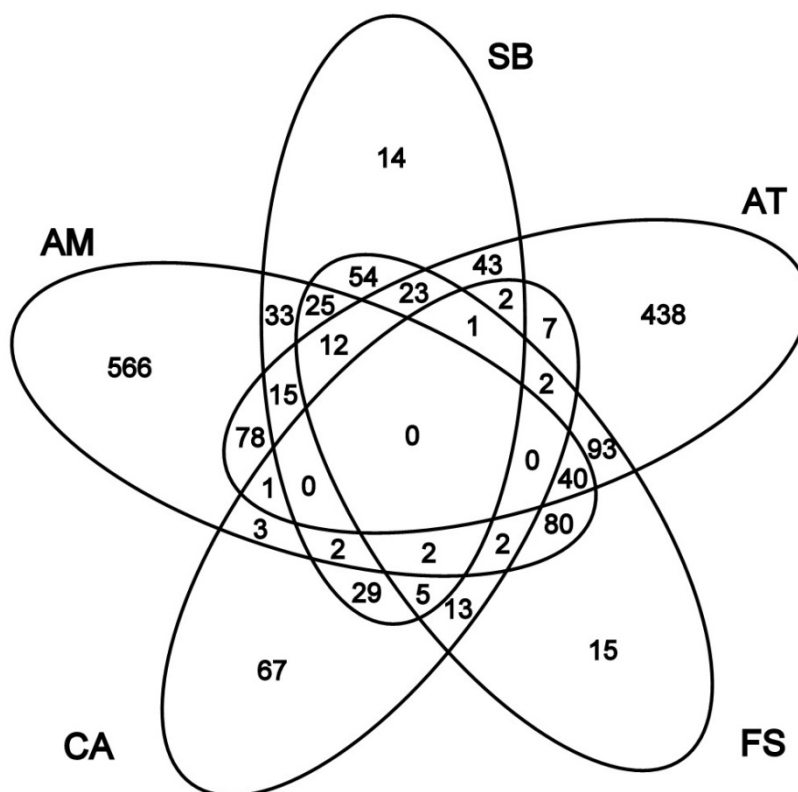


Figura 2: Compartilhamento de espécies entre as áreas por meio de um Diagrama de Venn com 5 variáveis. AM: Amazônia, AT: Atlântica, CA= Caatinga, SB: Serra de Baturité, FS: Florestas Serranas.

Do total de espécies analisadas, nenhuma possui distribuição generalista por todos os domínios fitogeográficos. Mata Atlântica e Amazônia compartilham a ocorrência de 78 espécies, enquanto que Caatinga compartilha 7 e 3 espécies, respectivamente, com esses domínios. Esses números explicam a distribuição de espécies de comportamento mais generalistas em áreas que possuem condições climáticas semelhantes. Por outro lado, das 357 espécies compartilhadas entre Florestas Serranas (excluindo a Serra de Baturité) e outros domínios, 47,9% são com Mata Atlântica, 45,1% são com Amazônia e 7% com Caatinga. Números similares são encontrados para a Serra de Baturité, 42,5%, 39,4% e 18,1% respectivamente. Com a união de Florestas Serranas e Serra de Baturité, pertencentes

ao mesmo domínio, as proporções de compartilhamento encontradas são análogas.

Os resultados obtidos a partir da observação do Diagrama de Venn são corroborados pela análise de *cluster* (Fig. 3). O dendograma gerado por UPGMA demonstra um arranjo hierárquico bem delineado entre os diferentes blocos. Foram gerados dois grupos principais: A) grupo formado pelas áreas de 400-600m e 600-800m à sotavento da Serra de Baturité, todas as áreas de Caatinga (Santa Luzia/PB, Crateús, Iguatu e Aiuaba/CE, Floresta/PE, Custódia/PE e Serra Grande do Norte/RN) e duas áreas de Florestas Serranas (Triunfo e Buíque/PE); B) grupo formado pelas cotas de 400-600m, 600-800m à barlavento e acima de 800m à barlavento e sotavento da Serra de Baturité, seis florestas serranas (Areia e Maturéia-Mãe D'água/PB, São Vicente de Férrer, Catende e Caruaru/PE e Baturité/CE), todas as áreas de Mata Atlântica (São Miguel Arcanjo, Itatiba, Itatinga e Ubatuba/SP, Silva Jardim e Rio Bonito/RJ, Dionísio/MG e Linhares/ES) e todas as áreas de Amazônia (Querência/MT, Carauari e Maré/AM, Paragominas e Afuá/PA, Caracaraí/RR e São Luís/MA).

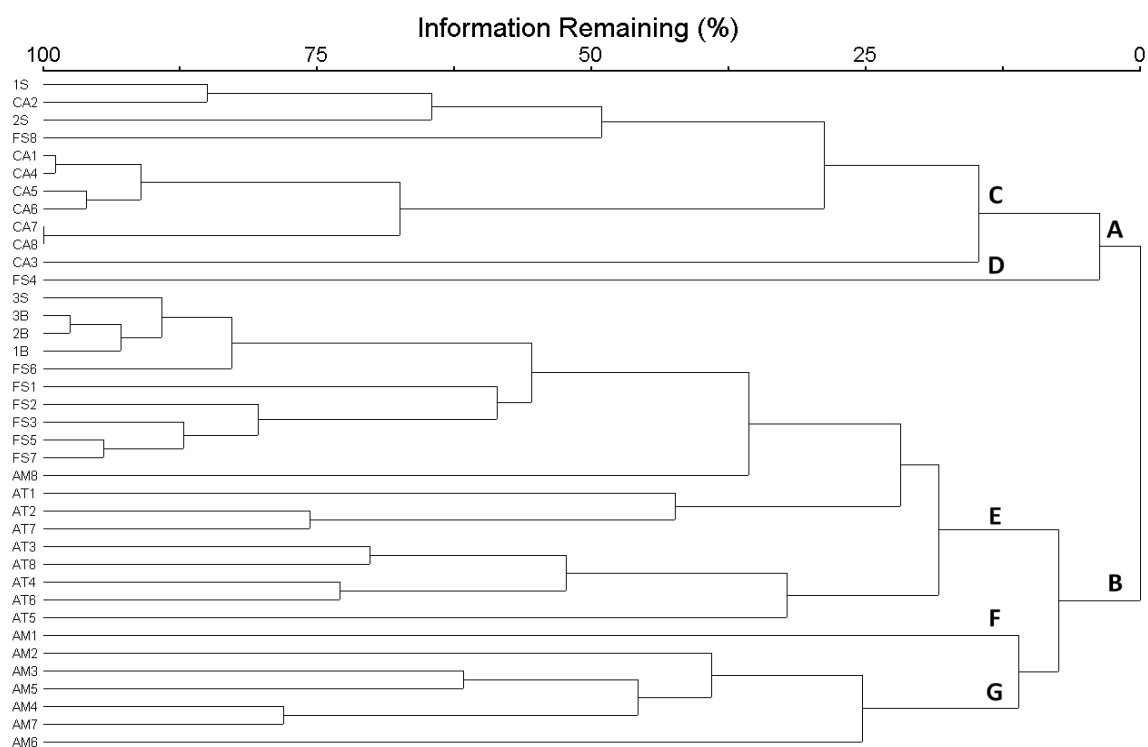


Figura 3: Dendrograma de similaridade entre as áreas, obtido pelo método par-grupo por médias não ponderadas (UPGMA) com índice de Sørensen/Bray-Curtis, mostrando a classificação hierárquica entre as 38 áreas de estudo. As áreas estão identificadas pelo código encontrado na Tabela 1.

Em um recorte maior (17,5% de informação), mais grupos são formados: C) todas as áreas de Caatinga, áreas de 400-600m e 600-800m a sotavento da Serra de Baturité e a floresta serrana de Triunfo/PE; D) floresta serrana de Buíque/PE; E) todas as áreas de Mata Atlântica, cotas de 400-600m, 600-800m à barlavento e acima de 800m à barlavento e sotavento da Serra de Baturité, seis florestas serranas (Areia e Maturéia-Mãe D'água/PB, São Vicente de Férrer, Catende e Caruaru/PE e Baturité/CE) e uma área amazônica (São Luís/MA); F) Amazônia de Querência/MT; G) áreas de

Amazônia (Carauari e Maré/AM, Paragominas e Afuá/PA e Caracarái/RR).

A partir dos dados, observa-se uma divisão em grupos de áreas mais secas (A) e grupos de áreas mais úmidas (B). Dentro do grupo mais úmido, há ainda uma subdivisão entre áreas de florestas serrana, floresta atlântica e floresta amazônica, com exceção da área pré-amazônica de São Luís/MA (AM8). A tabela 2 mostra os dados climáticos médios anuais de temperatura e pluviosidade para os domínios. O dendograma exposto na figura 2 é bem representativo (correlação cofenética = 0.9179), o que indica que as distâncias entre as áreas reais são bastante semelhantes às distâncias entre as áreas no dendograma.

Tabela 2. Médias anuais de temperaturas máxima e mínima e pluviosidade para os quatro diferentes tipos de domínios. Dados obtidos pelo software DIVA-GIS (Hijmans *et al.*, 2002).

Domínio	Tmin(°C)	Tmax (°C)	Precipitação (mm)
Amazônico	21.8	31.4	2413.4
Atlântico	16.3	26.7	1418.4
Caatinga	19.8	29.6	595.1
Florestas Serranas	18.2	27.1	1301.4

A técnica de MRPP comprova que os cinco blocos apresentam uma heterogeneidade de espécies, havendo variação significativa em relação à composição de espécies nas diferentes áreas ($A=0,53$; $p<0,001$). O resultado dessa análise dá suporte para a realização das comparações e ordenações entre os blocos, uma vez que a composição de espécies difere entre os grupos como esperado em relação ao acaso.

O nMDS capturou grande parte da variação dos padrões entre as diferentes áreas e grupos analisados (eixo 1=80,6%, eixo 2=64,7%). O eixo 1 demonstra a diferença entre dois padrões distintos (Fig.4), a junção de áreas com um clima mais seco, como as caatingas, duas florestas serranas (FS4 e FS8) e duas áreas de altitudes mais baixas a sotavento da serra de Baturité (1S e 2S), e a união de áreas com um clima mais ameno e úmido, representadas pelas Florestas Amazônicas, Mata Atlântica, seis Florestas Serranas (FS 1,2,3,5,6 e 7) e quatro áreas da serra de Baturité (3S, 1B, 2B, 3B). O eixo 2, por outro lado, mostra um gradiente visível entre as áreas úmidas: Amazônia-Florestas Serranas-Atlântica (Fig. 3).

O valor de stress (S) para o nMDS foi de 0,1356 (2 dimensões), portanto, menor é a distorção nos dados e melhor a representação das distâncias graficamente. De acordo com Clarke & Warwick (2001), quando o valor de stress varia entre 0,1 e 0,2, faz-se necessária a sobreposição entre a análise de agrupamento e o nMDS para que se verifique a mútua conformidade e consistência entre as duas representações. Pela comparação do dendograma (Fig. 3) e do gráfico do nMDS (Fig. 4), observa-se a complementariedade dos dados, já que fica clara a distinção entre os grupos A e B na Figura 3, onde formam blocos separados. Além disso, o grupo D, representado pela FS4, é a área mais distante graficamente das outras áreas secas, e há uma relação gradual entre os grupos E, F e G.

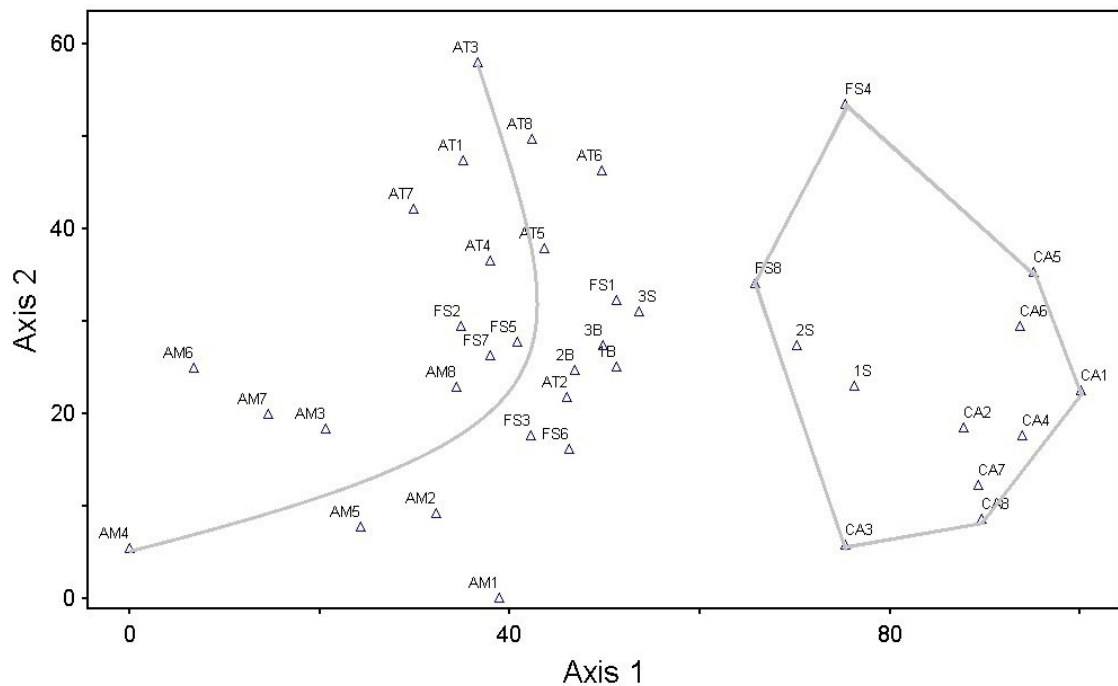


Figura 4: Escalonamento multidimensional não métrico para as 38 áreas analisadas nesse estudo. O grupo de áreas mais secas está demarcado por um polígono. O gradiente entre áreas úmidas é representado por uma linha curva.

DISCUSSÃO

Devido ao longo isolamento geológico e evolutivo das principais florestas serranas e da atual limitação para dispersão (Briggs, 1989; Cox & Moore, 1993, Cox, 2000), seria de se esperar uma flora muito distinta dos outros domínios. No entanto, a forte conexão, as separações em grupos distintos e a existência de gradientes entre as áreas analisadas comprovam a hipótese de que as florestas tropicais Amazônia e Atlântica foram anteriormente conectadas através do nordeste brasileiro. Os resultados indicam que a composição de espécies nas florestas serranas não é constituída por dispersão aleatória a longas distâncias, mas sim devido ao isolamento de populações em consequência das flutuações climáticas ocorridas durante o Terciário e Quaternário (Auler *et al.*, 2004, Wang *et al.*, 2004). A dispersão a longa distância tem menor influência na estruturação das espécies intracontinentais (Cracraft, 1991).

O efeito *rain shadow* (evolução da erosão e cadeias montanhosas) durante os processos de formação de montanhas ou planaltos (Galewsky, 2009) levou à formação de refúgios ou zonas de barreira em algumas regiões, contribuindo para a diferenciação de espécies por vicariância. Os intervalos entre períodos glaciais e interglaciais no Pleistoceno ocasionaram interações competitivas e isolamentos de espécies (Haffer, 2008) na região semiárida do Brasil. As espécies vegetais amazônicas e atlânticas adaptadas ao clima úmido dispersaram-se durante a expansão e isolaram-se nestas florestas em topos de serra com a retração das áreas úmidas, e isso é comprovado pelo alto grau de compartilhamento entre a composição de espécies de florestas serranas com Amazônia e Atlântica

(Fig. 2; Prado, 1982).

A heterogeneidade da flora e da fisionomia dos diferentes tipos vegetacionais do semiárido nordestino varia em função de dois gradientes de umidade. No sentido Norte – Sul manifesta-se em uma diminuição das precipitações e no Oeste - Leste, se expressa com um aumento do efeito da continentalidade, entretanto, para florestas serranas, acrescenta-se as variações topográficas que contribuem para a geração de gradientes vegetacionais (Ferraz & Rodal, 2008; Rodal *et al.*, 2008).

A classificação resultante para os diferentes grupos gerados nesse estudo produziu regiões biogeográficas com uma semelhança interna máxima. A mistura de táxons existentes nas oito áreas de refúgios nordestinos analisadas foi formada a partir de colonizadores facilmente dispersos, tais como, as espécies amazônicas *Abarema jupunba* (Willd.) Britton & Killip (Leguminosae), *Eugenia moschata* (Aubl.) Nied. ex T.Durand & B.D.Jacks. (Myrtaceae) e *Cecropia palmata* Willd. (Urticaceae), e as atlânticas *Albizia polycephala* (Benth.) Killip ex Record (Leguminosae), *Alseis floribunda* Schott (Rubiaceae) e *Sorocea hilarii* Gaudich. (Moraceae). Estas espécies foram compartilhadas entre suas áreas de origem e as florestas serranas.

A influência da caatinga é demonstrada pela existência de espécies endêmicas da savana semiárida nas florestas serranas (i.e. *Cereus jamacaru* DC. - Cactaceae, *Croton blanchetianus* Baill., *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill.- Euphorbiaceae; e *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. - Leguminosae), que se adaptam às características ambientais mais amenas e exploram recursos de diferentes formas. Andrade-Lima (1981) denomina esse fenômeno de efeito inverso, também encontrado para florestas serranas nos estados de Paraíba e Pernambuco, onde o planalto da Borborema funciona como uma barreira geográfica separando as floras úmida e seca (Rodal *et al.*, 2008). Segundo Baselga *et al.* (2007), a substituição de espécies por outras ao longo de gradientes biogeográficos configura-se como uma consequência de diferenças ecológicas, históricas e espaciais entre os locais.

Uma vez que áreas distantes estão próximas no dendograma (Fig. 3), as relações de similaridade descritas não dependem somente da distância geográfica entre os locais, não refletindo somente condições ecológicas e espécies compartilhadas entre os locais, mas também uma evidência histórica de intercâmbio entre floras (Rosen, 1988). Algumas florestas serranas pertencem ao Bloco A (1S, 2S, FS4 e FS8), mais seco (Figs. 3 e 4) por compartilharem espécies e condições climáticas semelhantes à Caatinga. As áreas 1S e 2S localizam-se na região a sotavento da Serra de Baturité, que sofre influência de forte sazonalidade pluviométrica, além de apresentar características ambientais semelhantes à caatinga, como solos de profundidade rasa com pH alto, temperaturas com máximas e mínimas acima da média das florestas serranas e pluviosidade anual concentrada em poucos meses do ano e abaixo da média das florestas serranas (Mantovani, 2006 - Tab. 2).

A localidade de Buíque/PE (FS4) adequa-se às características de brejo de altitude, no entanto, assemelha-se com as áreas de caatinga, pois o levantamento realizado por Rodal *et al.* (1998) foi realizado em cotas altimétricas inferiores a 600m. Nessa altitude, a pluviosidade é condensada em poucos meses e as características climáticas e edáficas permitem o estabelecimento de espécies da caatinga circundante. É notável a variação do clima em função de alterações altitudinais, havendo maior estacionalidade nas regiões de base e umidades mais elevadas em maiores altitudes (Araújo,

2007).

A influência antrópica foi extremamente determinante no alto grau de semelhança de Triunfo/PE (FS8) com áreas de caatinga, uma vez que essa área possui grande parte da sua vegetação substituída por culturas e plantas nativas da caatinga para atividades pecuárias. Tabarelli & Santos (2004) têm apontado que extirpações locais impulsionadas por intervenções humanas em paisagens naturais têm sido uma das principais forças ecológicas que moldam a ocorrência de espécies nestes enclaves florestais.

A proximidade florística entre as áreas de florestas serranas dá suporte à hipótese de que os enclaves florestais do nordeste do Brasil constituem uma unidade biogeográfica que possui origem e características comuns. Todavia, dependendo da cota altitudinal e das condições de umidade dos ventos (vertentes barlavento ou sotavento), esses enclaves podem estabelecer florestas ombrófilas densas montanas e submontanas ou florestas estacionais semidecíduais, respectivamente (Mantovani, 2006), as quais possuem relações florísticas diferenciadas, uma vez que a associação espaço-temporal entre clima e vegetação conduz a uma distribuição descontínua de espécies (Fortelius *et al.*, 2002; Oliveira-Filho *et al.*, 2006; Graham & Fine, 2008).

A semelhança entre as florestas úmidas e a formação de um gradiente de espécies demonstra que as florestas serranas são historicamente representativas. Ligações históricas entre esses domínios fitogeográficos são explicadas por diversos autores, alguns demonstrando rotas biogeográficas e relações entre os brejos e Amazônia (Andrade-Lima, 1966; Bigarella *et al.*, 1975; Melo-Santos *et al.*, 2007) e outros indicando que as florestas serranas são resquícios de floresta Atlântica (Rodal, 2008; Silva & Casteletti, 2003; Tabarelli *et al.*, 2004). Estes resultados não devem ser considerados excludentes, mas sim complementares, servindo para fundamentar a existência de um gradiente de transição entre Amazônia e Mata Atlântica no Nordeste. Dados palinológicos para o domínio semiárido evidenciaram cinco principais mudanças na vegetação e clima durante os últimos 11.000 anos, mostrando que durante o Pleistoceno (10,990-10,000 anos AP), a zona de pólen continha registros fósseis tanto da Amazônia quanto da Mata Atlântica (Behling *et al.*, 2000) sugerindo a existência de condições climáticas úmidas e temperaturas mais reduzidas que permitiram essa coexistência florística.

As descontinuidades na composição e ocorrência de espécies podem ser diluídas em zonas de transição ecológicas em larga escala ou em regiões onde a biota possui uma mistura histórica (Stehli & Webb, 1985; Vermeij, 1991). A formação de um gradiente entre Amazônia-Brejos-Atlântica (Fig. 3) comprova a hipótese desse estudo de que as florestas serranas configuram-se como um complexo ecotonal amazônico-atlântico. A existência dessa taxa de variação de espécies em uma determinada direção ao longo de uma dimensão espacial pode ter sido causada, antigamente, por eventos de especiação parapátrica, onde fortes gradientes ambientais promovem diferenciação populacional, devido a adaptações locais a pressões seletivas.

Em síntese, os estudos palinológicos realizados na Caatinga, a comprovação de rotas biogeográficas amazônicas e atlânticas no Nordeste e o compartilhamento de espécies entre os domínios indicam que houve condições ambientais adequadas durante o Pleistoceno tardio para

permitir o intercâmbio entre as floras Amazônica e Atlântica, gerando ambientes ecotonais.

Com o intuito de melhor compreender a evolução e a dinâmica das florestas úmidas no nordeste brasileiro é necessária uma pesquisa forte e integrada que combine: i) inventários florísticos em áreas críticas e excluídas cientificamente, ii) estudos filogenéticos e filogeográficos de táxons indicadores, iii) síndromes de dispersão de elementos da flora, iv) dados palinológicos e v) informações geoclimáticas.

REFERÊNCIAS

- Ab'Saber, A.N. (1977) Espaços Ocupados pela Expansão dos Climas secos na América do Sul por ocasião dos períodos Glaciais Quaternários. *Paleoclimas*, **3**, 1-9.
- Alarcón, S. G. J., Peixoto, A. L. (2007). Florística e fitossociologia de um trecho de um hectare de floresta de terra firme em Caracará, Roraima, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Ciências Naturais*, **2**, 33–60.
- Andrade, L.A., Oliveira, F.X., Nascimento, I.S., Fabricante, J.R., Sampaio, E.V.S.B., Barbosa, M.R.V. (2006) Análise florística e estrutural de matas ciliares ocorrentes em brejo de altitude no município de Areia, Paraíba. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* **1**, 31-40.
- Andrade-Lima, D. (1964) Contribuição a dinâmica da flora do Brasil. *Arquivo Instituto Ciência da Terra*, **2**, 15–20.
- Andrade-Lima, D. (1966) Contribuição ao paralelismo da flora amazônico-nordestina. *Boletim Técnico IPA*, **19**, 1-30.
- Andrade-Lima, D. (1981) The Caatinga Dominium. *Revista Brasileira de Botânica*, **4**, 149-153.
- Andrade-Lima, D. (1982) Present day forest refuges in northeastern Brazil. *Biological diversification in the tropics* (ed. by G.T. Prance), pp. 245–254. Columbia University Press, New York.
- Araújo, F. S., Sampaio, E. V. S. B., Rodal, M. J. N., Figueiredo, M. A. (1998) Organização comunitária do componente lenhoso de três áreas de carrasco em Novo Oriente, CE. *Revista Brasileira de Biologia*, **58**, 85-95.
- Araújo, F.S., Gomes, V.S., Silveira, A.P., Figueiredo, M.A., Oliveira, R.S., Bruno, M.M.A., Lima-Verde, L.W., Silva, E.F., Otutumi, A.T., Ribeiro, K.A. (2007) Efeito da variação topoclimática e estrutura da vegetação da serra de Baturité, Ceará. *Diversidade e conservação da Biota da serra de Baturité, Ceará*. (ed. Oliveira, T.S., Araújo, F.S.), pp. 73-136. Edições UFC/COELCE, Fortaleza.
- Arz, H.W., Pätzold, J., Wefer, G. (1999) Climatic changes during the last deglaciation recorded in sediment cores from the northeastern Brazilian Continental Margin. *Geo-Marine Letters*, **19**, 209-218.
- Auler, A.S., Wang, X., Edwards, R.L., Cheng, H., Cristalli, P.S., Smart, P.L., Richards, D.A. (2004) Quaternary ecological and geomorphic changes associated with rainfall events in presently semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Quaternary Science*, **19**, 693-701.
- Baselga, A., Jime'nez-Valverde, A. , Niccolini, G. (2007) A multiple-site similarity measure independent of richness. *Biology Letters*, **3**, 642–645.
- Behling, H., Arz, W.H., Pätzold, J., Wefer, G. (2000) Late quaternary vegetational and climate dynamics in northeastern Brazil, inferences from marine core GeoB3104-1. *Quaternary Science Reviews*, **19**, 981- 994.
- Bigarella, J.J., Andrade-Lima, D. (1982) Paleoenvironmental changes in Brazil. *Biological diversification in the tropics* (ed. por G.T. Prance), pp. 27-40. Columbia University Press, New York.
- Bigarella, J.J.; Andrade-Lima, D. , Riehs, P.J. (1975) Considerações a respeito das mudanças paleoambientais na distribuição de algumas espécies vegetais e animais no Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciência*, **47**, 411-464.

- Borém, R. A. T. , Oliveira-Filho, A. T. (2002) Fitossociologia do estrato arbóreo em uma topossequência alterada de Mata Atlântica, no município de Silva Jardim-RJ, Brasil. *Árvore*, **26**, 727–742.
- Briggs, J.C. (1989) *Biogeography and plate tectonics*. 204 p. Elsevier Science Publishers, New York.
- Cabrera, A.L., Willink, A. (1980) *Biogeografía de América Latina*. Pp. 69-75. OEA, Washington, DC.
- Campos, M. C. R., Tamashiro, J. Y., Assis, M. A., Joly, C. A. (2011). Florística e fitossociologia do componente arbóreo da transição Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba / PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, **11**, 301-312.
- Cavalcante, A.M.B., Soares, J.J. , Figueredo, M.A. (2000) Comparative phytosociology of tree sinusiae between contiguous forests in different stages of succession. *Revista Brasileira de Biologia*, **60**, 551–562.
- Cavalcanti, D. , Tabarelli, M. (2004) Distribuição das Plantas Amazônico- Nordestinas no Centro de Endemismo Pernambuco: Brejos de Altitude vs. Florestas de Terras Baixas. *Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação*. (ed. Pôrto, K.C., Cabral J.J.P., Tabarelli, M.) pp. 324. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Carvalho, F. A., Trindade, M., Marcelo, J., Braga, A. (2007) Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de mata atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). *Árvore*, **31**, 717–730.
- Cerqueira, R. M. (2005) Florística e estrutura de um fragmento de floresta estacional semidecídua montana no município de Itatiba, SP. 119p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal), Universidade de Campinas, Campinas.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. (1998) A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 523–531.
- Claudino-Sales, V., Peulvast, J.P. (2007) Evolução morfoestrutural do relevo da margem continental do estado do Ceará, nordeste do Brasil. In: *Revista Caminhos de Geografia*, **7**, 1-21.
- Cole, M.M. (1960) Cerrado, caatinga and pantanal: The distribution and origem of the savana vegetation of Brazil. *The Geographical Journal*, **126**, 168-179.
- Conran, J.G. (1995) Family distributions in the Liliiflorae and their biogeographical implications. *Journal of Biogeography*, **22**, 1023–1034.
- Costa, I. R.; Araújo, F. S.; Lima-Verde, L. W. (2004) Flora e aspectos auto-ecológicos de um enclave de cerrado na chapada do Araripe, Nordeste do Brasil. *Acta botânica brasílica*, **18**, 759-770.
- Costa, R. C., Araújo, F. S. (2012) Physiognomy and structure of a caatinga with *Cordia oncocalyx* (Boraginaceae), a new type of community in Andrade-Lima's classification of caatingas. *Rodriguesia*, **63**, 269-276.
- Costa-Júnior, R. F., Ferreira, R.L.C., Rodal, M.J.N., Feliciano, A.L.P., Marangon, L.C., Silva, W.C. (2008) Estrutura fitossociológica do componente arbóreo de um fragmento de floresta ombrófila densa na Mata Sul de Pernambuco, Nordeste do Brasil. *Ciência Florestal*, **18**, 173-183.
- Cox, C.B. & Moore, P. (1993) *Biogeography: an ecological and evolutionary approach*, 5th edn. 440 p. Blackwell, Oxford.
- Cox, C.B. (2000) Plate tectonics, seaways and climate in the historical biogeography of mammals. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, **95**, 509–516.
- Cox, C.B. (2001) The biogeographic regions reconsidered. *Journal of Biogeography*, **28**, 511–523.
- Cracraft, J. (1991) Patterns of diversification within continental biotas: hierarchical congruence among the areas of endemism of Australian vertebrates. *Australian Systematic Botany*, **4**, 211–227.
- Cunha, M. C. L. (2010) Comunidades de árvores e o ambiente na floresta estacional semidecidual montana do Pico do Jabre, PB. 283p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais)-Universidade de Brasília, Brasília.

- Dias, A. C. (2005) Composição florística, fitossociologia, diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na floresta ombrófila densa do Parque Estadual Carlos Botelho/SP-Brasil. 203p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) –Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Escalante, T. (2009) Un ensayo sobre regionalización biogeográfica. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, **80**, 551–560.
- Fabricante, J. R., Andrade, L. A. (2007) Análise estrutural de um remanescente de caatinga no Seridó paraibano. *Oecologia Brasiliensis*, **11**, 341-349.
- Ferraz, E.M.N., Rodal, M.J.N. (2008) Floristic characterization of a remnant ombrophyllous montane forest at São Vicente Férrer, Pernambuco, Brazil. *Memoirs of the New York Botanical Garden*, **100**, 468-510.
- Ferraz, E. M. N., Rodal, M. J. N., Sampaio, E. V. S. B. (2003). Physiognomy and structure of vegetation along an altitudinal gradient in the semi-arid region of northeastern Brazil. *Phytocoenologia*, **33**, 71-92.
- Ferreira, N.J., Laçava, C.I.V., Sobral, Z.R. (2001) A climatological study of convective cloudbands in Northeastern Brazil Part I: Preliminary analysis. *Australian Meteorological Magazine*, **50**, 105-113.
- Fortelius, M., Eronen, J.T., Jernvall, J., Liu, L., Pushkina, D., Rinne, J., Tesakov, A., Vislobokova, I.A., Zhang, Z. & Zhou, L. (2002) Fossil mammals resolve regional patterns of Eurasian climate change over 20 million years. *Evolutionary Ecology Research*, **4**, 1005–1016.
- Galewsky, J. (2009) Orographic precipitation isotopic ratios in stratified atmospheric flows: Implications for paleoelevation studies. *Geology*, **37**, 791–794.
- Gama, J. R. V., Botelho, S. A., Bentes-Gama, M. M. (2002). Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. *Árvore*, **26(5)**, 559–566.
- Gentry, A.H. (1982) Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **69**, 557-593.
- Graham, C.H., Fine, P.V.A. (2008) Phylogenetic beta diversity: linking ecological and evolutionary processes across space in time. *Ecology Letters*, **11**, 1265–1277.
- Haffer, J. (1969) Speciation in Amazonian Forests Birds. *Science*, **165**, 131-137.
- Haffer, J. (2008) Hypotheses to explain the origin of species in Amazonia. *Brazilian Journal of Biology*, **68**, 917-947.
- Hijmans, R.J., Guarino, L., Rojas, E. (2002) *DIVA-GIS*. A geographic information system for the analysis of biodiversity data. Manual-International Potato Center, Lima.
- Humphries, C.J., Parenti, L.R. (1999) *Cladistic biogeography*, 2nd edn. 200 pp. Oxford University Press, Oxford.
- Ivanauskas, N. M., Rodrigues, R. R., Nave, A. G. (1999). Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Scientia Florestalis*, **56**, 83-99.
- Juárez, R.I.N., Liu, W. (2001) FFT Analysis on NDVI Annual Cycle and Climatic Regionality in Northeast Brazil. *International Journal of Climatology*, **21**, 1803- 1820.
- Kent, M., Coker, P. (1992) *Vegetation description and analysis: a practical approach*. 384 p. John Wiley & Sons, London.
- Koleff, P., Gaston, K.J. & Lennon, J.J. (2003) Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology*, **72**, 367–382.
- Kreft, H., Jetz, W. (2010). A framework for delineating biogeographical regions based on species distributions. *Journal of Biogeography*, **37**, 2029–2053.

- Kunz, S. H., Ivanauskas, N. M., Martins, S. V., Silva, E., Stefanello, D. (2008). Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de Floresta Estacional Perenifólia na Fazenda Trairão, Bacia do rio das Pacas, Quêrência-MT. *Acta Amazonica*, **38**, 245–254.
- Lambshhead, P.J.D., Paterson, G.L.J. (1986) Ecological cladistics - an investigation of numerical cladistics as a method of analyzing ecological data. *Journal of Natural History*, **20**, 895–909.
- Ledru, M.P., Salatino, M.L.F., Ceccantini, G., Salatino, A., Pinheiro, F., Pintaud, J.C. (2007) Regional assessment of the impact of climatic change on the distribution of a tropical conifer in the lowlands of South America. *Diversity and Distributions*, **13**, 761- 771.
- Lemos, J. R. (2006). Florística, estrutura e mapeamento da vegetação de caatinga da estação ecológica de Aiuaba, Ceará. 206p. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Lennon, J.J., Koleff, P., Greenwood, J.J.D., Gaston, K.J. (2001) The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology*, **70**, 966–979.
- Lima, R. B. A., Silva, J. A. A., Marangon, L. C., Ferreira, R. L. C., Silva, R. K. S. (2012). Fitossociologia de um trecho de floresta ombrófila densa na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Uacari , Carauari , Amazonas. *Scientia plena*, **8**, 1–12.
- Lima, B. G. (2011) Composição florística e análise fitossociológica em duas áreas de caatinga no centro-sul cearense. 107p. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade Federal do Semiárido, Mossoró.
- Linder, H.P., Lovett, J.C., Mutke, J., Barthlott, W., Jürgens, N., Rebelo, T., Küper, W. (2005) A numerical re-evaluation of the sub-Saharan phytochoria of mainland Africa. *Biologische Skrifter*, **55**, 229–252.
- Lopes, C.G.M., Ferraz, E.M.N., Araújo, E.L. (2008) Physiognomic-structural characterization of dry- and humid-forest fragments (Atlantic Coastal Forest) in Pernambuco State, NE Brazil. *Plant Ecology*, **198**, 1–18.
- Lopes, W. P., Silva, A. F., Souza, A. L., Meira-Neto, J. A. A. (2002). Estrutura fitossociológica de um trecho de vegetação arbórea no Parque Estadual do Rio Doce. *Acta botanica brasílica*, **16**, 443–456.
- Mantovanni, W. (2006) Conservação de biodiversidade: importância das serras úmidas no nordeste semi-árido brasileiro. *Diversidade e Conservação da Biota na Serra de Baturité, Ceará*. (eds. Oliveira, T.S., Araújo, F.S.), pp. 3-15. Fortaleza: Edições UFC, COELCE.
- McCune, B., Mefford, M.J. (2011) *PC-ORD for windows: multivariate analysis of ecological data*, 6th edn. MjM Software, Glenden Beach.
- McLaughlin, S.P. (1989) Natural floristic areas of the western United States. *Journal of Biogeography*, **16**, 239–248.
- Melo-Santos, A.M., Cavalcanti, D.R., Silva, J.M.C.D., Tabarelli, M. (2007) Biogeographical relationships among tropical forests in north-eastern Brazil. *Journal of Biogeography*, **34**, 437–446.
- Milliken, W. (1998). Structure and composition of one hectare of central Amazonian, terra firme forest. *Biotropica*, **30**, 530–537.
- Muniz, F. H., Cesar, O., Monteiro, R. (1996). Fitossociologia da vegetação arbórea da reserva florestal do Sacavém, São Luiz, Maranhão, Brasil. *Acta Amazonica*, **24**, 219-236.
- Nel, A., Nel, J., Masselot, G., Thomas, A. (1998) An investigation into the application of the Wagner parsimony method in synecology. *Biological Journal of the Linnean Society*, **65**, 165–189.
- Oliveira-Filho, A.T. , Ratter, J.A. (1995) A study of the origin of Central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany*, **52**, 141-194.
- Oliveira-Filho, A.T., Jarenkow, J.A., Rodal, M.J.N. (2006) Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. *Neotropical savannas and dry forests: Plant diversity, biogeography and conservation*. (ed. Pennington, R.T., Lewis, G.P. and Ratter, J.A.), pp. 11-51. Boca Raton: Taylor , Francis.

- Paula, A. (2006) Florística e fitossociologia de um trecho de floresta ombrófila densa das terras baixas na Reserva Biológica de Sooretama, Linhares – ES. 91p. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Pinheiro, A. K. O., Carvalho, J. O. P., Francez, B. Q. L. M. B., Schwartz, G. (2007) Fitossociologia de uma área de preservação permanente no leste da Amazônia: indicação de espécies para recuperação de áreas alteradas. *Floresta* **37**, 175–187.
- Pires, J.M., Dobzhansky, T., Black, G.A. (1953) An estimate of the number of species of trees in an Amazonian forest community. *Botanical Gazette*, **114**, 467-77.
- Pontes, T.A., Alves, M., (2011) Padrões de distribuição geográfica das espécies de Araceae ocorrentes em fragmentos de floresta atlântica em Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, **9**, 444-454.
- Pôrto, K.C., Cabral, J.J.P., Tabarelli, M. (2004) *Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação*. Pp. 324. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Prado, D.E., Gibbs, P.E. (1993) Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. *Annals of Missouri Botanic Gardens*, **80**, 902-927.
- Prance, G.T. (1982) Forest refuges: evidences from woody angiosperms. *Biological diversification in the tropics*. (ed. Prance, G.T.), pp. 137-158 Columbia University Press, New York.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. (2010) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.Rproject.org/>.
- Rodal M.J.N., Barbosa, M.R.V., Thomas, W.W. (2008) Do the seasonal forests in northeastern Brazil represent a single floristic unit? *Brazilian Journal of Biology*, **68**, 467- 475.
- Rodal, M.J.N., Andrade, K.V. de S.A., Sales, M.F., Gomes, A.P.S. (1998) Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetal no município de Buíque, Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia*, **58**, 517-526.
- Rodal, M. J. N., Martins, F. R., Sampaio, E. V. S. B. (2008). Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trecho de vegetação de caatinga em Pernambuco. *Caatinga*, **21**, 192-205.
- Ron, S.R. (2000) Biogeographic area relationships of lowland Neotropical rainforest based on raw distributions of vertebrate groups. *Biological Journal of the Linnean Society*, **71**, 379–402.
- Rosen, B.R. , Smith, A.B. (1988) Tectonics from fossils? Analysis of reef-coral and sea-urchin distributions from Late Cretaceous to Recent, using a new method. *Special Publication of the Geological Society of London* **37** (ed. by M.G. Audley-Charles and A. Hallam), pp. 275–306. Oxford University Press, Oxford.
- Rosen, B.R. (1992) Empiricism and the biogeographical black box: concepts and methods in marine palaeobiogeography. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **92**, 171– 205.
- Santana, J. A. S. (2005) Estrutura fitossociológica, produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes em uma área de caatinga no seridó do rio grande do norte. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal da Paraíba, Areia.
- Schaffer, W.B., M. Prochnow. (2002) *A Mata Atlântica e você*. 156p. Apremavi, Brasília.
- Schneider, C. J., T. Smith, B. Larison, C. Moritz. (1999) A test of alternative models of diversification in tropical rainforests: ecological gradients vs. rainforest refugia. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **96**, 13869–13873.
- Silva, A. S., Lisboa, P. L. B., Maciel, U. N. (1992) Diversidade florística e estrutura em floresta densa da bacia do Rio Juruá-AM. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Botânica*, **8**, 203-259.
- Silva, J.M.C., Casteletti, C.H.M. (2003) Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook* (ed. by C. Galindo-Leal and I.G. Câmara), pp. 43–59. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, DC.

- Smith, L.B. (1962) Origins of the flora of Southern Brazil. *Contributions from the United States National Herbarium*, **35**, 215-249.
- Stehli, F.G., Webb, S.D. (1985) *The great biotic American interchange*. 550 p. Plenum, New York.
- Tabarelli, M., Santos, A.M.M. (2004) Uma breve descrição sobre a história natural dos brejos nordestinos. Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação (ed. by K.C. Pôrto, J.J.P. Cabral and M. Tabarelli), pp. 17–24. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Tabarelli, M., Silva, J.M.C., Gascon, C. (2004) Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, **13**, 1419–1425.
- Tavares, M.C.G., Rodal, M.J.N., Melo, A.L., Araújo, M.F. (2000) Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de Floresta Ombrófila Montana do Parque Ecológico João Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, Pernambuco. *Naturalia*, **25**, 17-32.
- Vasconcelos-Sobrinho, J. (1971) *As regiões naturais do Nordeste, o meio e a civilização*. 571 p. Conselho de Desenvolvimento de Pernambuco, Recife.
- Veloso, H. P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A. (1991) *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Pp. 123. Rio de Janeiro: IBGE.
- Vermeij, G.J. (1991) When biotas meet: understanding biotic interchange. *Science*, **253**, 1099–1104.
- Wang, X., Auler, A.S., Edwards, R.L., Cheng, H., Cristalli, P.S., Smart, P.L., Richards D.A., Shen, C.C. (2004) Wet periods in northeastern Brazil over the past 210 kr linked to distant climate anomalies. *Nature*, **432**, 740-743.
- Whitmore, T.C., Prance, G.T. (1987) *Biogeography and quaternary History in Tropical America*. 220 p. Clarendon Press. Oxford.
- Wiley, E.O. (1988) Parsimony analysis and vicariance biogeography. *Systematic Zoology*, **37**, 271–290.
- Zemlak, T.S., Habit, E.M., Walde, S.J., Battini, M.A., Adams, E.D.M., Ruzzante, D.E. (2008) Across the southern Andes on fin: glacial refugia, drainage reversals and a secondary contact zone revealed by the phylogeographical signal of *Galaxias platei* in Patagonia. *Molecular Ecology*, **17**, 5049–5061.
- Zimmerman, G.M., Goetz, H., Mielke Jr., P.W. (1985) Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire. *Ecology*, **66**, 606–611.

SÍNDROMES DE POLINIZAÇÃO E DISPERSÃO DA FLORA DE UM REMANESCENTE FLORESTAL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO



IVAN JEFERSON SAMPAIO DIOGO

Prof. Dr., Faculdade Terra Nordeste – FATENE

FERNANDO ROBERTO MARTINS

Prof. Dr., Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP

ITAYGUARA RIBEIRO DA COSTA

Prof. Dr., Departamento de Biologia, Universidade Federal do Ceará – UFC

INTRODUÇÃO

Os encaves florestais do Nordeste são circundados por caatinga e localmente denominados de florestas úmidas serranas ou brejos de altitude (Silva & Casteletti, 2003) e estão localizados em planaltos com altitudes variando entre 600 e 1100m, recebendo, em média, 1200mm de chuva por ano devido ao efeito orográfico (Tabarelli & Santos, 2004). Quando comparados às regiões semiáridas do entorno, os brejos possuem condições privilegiadas quanto à umidade do solo e do ar, temperatura e cobertura vegetal. De acordo com Vasconcelos-Sobrinho (1971), existem 43 brejos distribuídos nos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco, cobrindo uma área de pelo menos 18.589 km².

Estas florestas serranas possuem grande importância porque constituíram regiões de refúgios para a biota durante o Pleistoceno (Haffer, 1969) e representam foco recente de

discussão sobre sua origem biogeográfica (Diogo *et al.*, 2013 – capítulo I; Melo-Santos *et al.*, 2007). De acordo com Diogo *et al.* (2013 – capítulo I), essas áreas podem ser descritas como um ecótono que abriga espécies vegetais de origem tanto amazônica quanto atlântica.

O estado do Ceará apresenta serras de formas esparsas e isoladas, relevos inclinados com altitudes elevadas de aproximadamente 1000m (Claudino-Sales & Peulvast, 2007) pouco explorados cientificamente. As florestas úmidas serranas representam 3,71% da superfície do Estado e estão localizadas na Chapada do Araripe, Chapada do Ibiapaba e as Serras da Aratanha, de Baturité, do Machado, das Matas, de Maranguape, da Meruoca e de Uruburetama, ocupando total ou parcialmente 67 municípios. Dentre as florestas serranas a Serra de Baturité merece destaque por ser a mais extensa (20.567,47 ha), uma das mais altas e mais úmidas do Ceará (Araújo *et al.*, 2007).

De acordo com Shaffer (1981), eventos genéticos ou demográficos ao nível de população influenciam a persistência de espécies de vegetais em fragmentos florestais, enquanto que o declínio de reprodução em níveis de comunidade acarreta a perda de polinizadores e dispersores de sementes (Powel & Powell 1987, Aizen & Feinsinger 1994a,b). Além disso, espécies mais

sensíveis às perturbações advindas do entorno dos fragmentos não sobreviveriam nesses ambientes (Lovejoy *et al.* 1996, Kapos *et al.* 1997).

A fragmentação ambiental, processo recorrente em remanescentes florestais, pode causar a extinção das plantas, tanto através de ações diretas sobre elas quanto através de efeitos indiretos sobre os polinizadores e/ou dispersores (Laurence & Bierregaard 1997). O resultado desse conjunto de fatores é a mudança na distribuição e diversidade de grupos animais e vegetais em regiões fragmentadas (Bierregaard *et al.* 2001).

A perda de habitat pode acarretar ainda o isolamento espacial de populações, com impactos negativos para o sucesso reprodutivo e fluxo gênico de espécies de árvores tropicais (Templeton *et al.* 1990; Young *et al.* 1993; Nason & Hamrick 1997). Portanto, a baixa densidade de árvores reprodutivas pode diminuir a quantidade e qualidade do fluxo de pólen e da dispersão de sementes (Nason & Hamrick 1997), ocasionando a redução da variabilidade genética (Fuchs *et al.* 2003) e aumentando os efeitos deletérios na progênie como resultado de endocruzamento, inclusive em espécies com polinização cruzada (Charlesworth & Charlesworth 1987; Ellstrand & Ellam 1993).

Os estudos das interações entre plantas e animais através da dispersão e polinização, são importantes para a compreensão da estrutura de comunidades, já que podem influenciar na riqueza, abundância e distribuição espacial das espécies, processos regenerativos e funções ecossistêmicas, constituindo importantes ferramentas para a conservação (Jazen 1970, Jules & Rathcke 1999, Cordeiro e Howe 2001, Kremen 2005). A dispersão é um processo ecológico que está diretamente relacionado ao sucesso reprodutivo das plantas (Wunderlee 1997; Machado & Lopes 2004), já que a diversidade genética vegetal é influenciada pelos dispersores (Nason *et al.* 1997), pela entrada de propágulos provenientes de outras populações além da eficiência no alcance de microsítios favoráveis e fuga de efeitos dependentes de densidade (Janzen 1970, Hutchings 1986). Enquanto que sistemas planta-polinizador demonstram que o aumento da diversidade em um parceiro leva ao crescimento da diversidade do outro (Fontaine *et al.* 2006).

A reprodução de plantas tropicais depende diretamente dos animais polinizadores, que realizam o transporte de pólen em troca de recompensas alimentares (pólen, néctar, óleo, frutos ou sementes com polpas suculentas e nutritivas) oferecidos pelas plantas (Morellato & Leitão Filho, 1992). Em florestas tropicais, os sistemas de polinização são diversos e abundantes, podendo essa diversidade ser explicada pela alta riqueza de espécies (Appanah 1981, 1990; Ashton 1969; Bawa *et al.* 1985).

Existe uma distribuição espacial não aleatória das síndromes de polinização e dispersão, podendo ocorrer tanto a estratificação vertical como a diferenciação em relação ao hábitat (Roth 1987; Smith 1973). Como a estrutura vertical da vegetação resulta na estratificação de recursos alimentares e do microclima, a comunidade de animais também é estratificada, de modo que cada estrato da vegetação tem seus polinizadores característicos (Smith 1973). As diferentes condições ambientais entre os estratos das florestas, especialmente diferenças de umidade, disponibilidade de luz e movimentação de ar, aumentam as diferenças entre nichos ecológicos (Roth 1987). Essas diferenças também ocorrem entre ambientes diferenciados, como a borda e o interior da floresta (Yamamoto *et al.* 2007).

Publicações recentes abordam estudos florísticos e biogeográficos nas florestas serranas (Tavares *et al.* 2000, Cavalcanti & Tabarelli 2004, Rodal *et al.* 2005, Rodal & Nascimento 2006, Melo-Santos *et al.* 2007, Diogo *et al.* 2013), com enfoque em similaridade e estrutura vegetal. Não obstante, embora esses remanescentes situados sob as elevações nordestinas tenham tido uma grande importância como refúgios potenciais durante as oscilações secas do paleoclima, existem apenas observações preliminares a respeito dos aspectos autoecológicos nessas regiões.

A dispersão e a polinização são atuais provas do processo evolutivo que levou ao refúgio de determinadas espécies em florestas Atlânticas no Nordeste. Essas interações planta-animal são uns dos grandes passos na persistência de uma população de angiospermas e, portanto, estudar o efeito do clima sobre as interações plantas-polinizadores é importante para prever a persistência de populações e comunidades nos ambientes (Rathcke & Jules 1993).

Conhecer as síndromes de dispersão e polinização das espécies encontradas nas florestas serranas e sua relação com as variáveis abióticas que as influenciam é de suma importância para entender a distribuição e origem das espécies nesses enclaves de vegetação úmida, uma vez que as hipóteses do presente trabalho são: 1) A Serra de Baturité apresenta uma menor proporção de síndromes biótica/abiótica em baixas altitudes, na vertente a sotavento e no componente não lenhoso, 2) Há uma maior proporção de espécies anemocóricas em baixas altitudes e na vertente a sotavento, enquanto que zoocóricas e autocóricas são mais abundantes no componente lenhoso da floresta e em áreas mais úmidas, 3) A melitofilia apresenta maior predominância na totalidade e no componente lenhoso e 4) Há uma correlação entre a síndrome de dispersão e de polinização na comunidade vegetal formando grupos de espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

Primeiramente, os dados de diversidade florística amostrados por Araújo *et al.* (2007) foram compilados. Os autores determinaram a composição da flora em seis áreas de cotas altimétricas distintas (400-600m, 600-800m, >800m a sotavento e a barlavento) na APA da Serra de Baturité e abordaram fitossociologia e florística da flora lenhosa local. Efetuamos as correções nomenclaturais e checamos a validade dos nomes das espécies contidas nos levantamentos, bem como a abreviação dos autores com base em bancos usuais em botânica (Flora Neotropica, Flora brasiliensis *online*, Royal Botanical Garden - Kew, Missouri Botanical Garden - MBOT e literatura especializada).

A serra de Baturité abrange uma área de 32.690 ha, delimitada a partir da cota 600 metros a.n.m. e com coordenadas extremas entre 4°08' e 4°27' S e 38°50' a 30°05' W. De acordo com a classificação de Köppen, o clima da enquadrar-se no tipo Aw'- quente e semiúmido, com temperatura média entre 20,8°C e 26,5°C e pluviosidade entre 1085mm e 1711mm; as classes de solo variam entre argissolos, cambissolos e neossolos (Araújo *et al.* 2007).

Foram realizadas viagens ao campo com a finalidade de comprovar e/ou determinar as síndromes cujo material tombado em herbário dificultava a determinação, além de explorar revisões de literatura para cada espécie (ou espécies próximas) que foram amostradas.

Para determinar as síndromes de polinização, foi avaliado o conjunto de atributos florais como cor, odor, morfologia, tipo de recompensa, simetria da corola, deiscência da antera, sistemas sexuais e horários de antese comuns a determinados grupos vegetais que estão relacionados com cada tipo de polinizador (Faegri & Pijl 1979; Waser *et al.* 1996). Estas foram classificadas de acordo com Faegri & Pijl (1979) e Bullock (1994) em: anemofilia (vento), cantarofilia (besouros), falenofilia (mariposas), esfingofilia (esfingídeos), melitofilia (abelhas), miofilia (moscas), ornitofilia (pássaros), psicofilia (borboletas) e quiropterofilia (morcegos) e ambifilia (dois polinizadores).

A síndrome de dispersão para as espécies seguiu as propostas de Pijl (1982), onde as espécies foram classificadas em três grupos: 1) anemocóricas - diásporos dispersos pelo vento, por exemplo, aladas ou com pelos; 2) zoocóricas - dispersos por animais, são frutos geralmente carnosos, como bagas e drupas, ou apresentam sementes com apêndice carnosos; 3) autocórica – dispersão barocórica ou balística (explosiva) sem as adaptações anteriormente citadas.

Para cada espécie foi determinada a forma de crescimento ou hábito de acordo com Cain & Castro (1959) e Whittaker (1975) em: 1) árvore – planta lenhosa com no mínimo 3m de altura, 2) arbusto – planta lenhosa com no mínimo 1m e no máximo 3m de altura, 3) subarbustos – planta com no máximo 1m de altura, caule principal lenhoso e ramos secundários herbáceos, 4) erva – planta vascular terrestre de caule herbáceo, 5) trepadeira – planta lenhosa (lianas) ou herbácea (ervas epífitas) que utiliza arbustos ou árvores como suporte, 6) hemiparasita – planta que utiliza recursos nutricionais do seu hospedeiro. Estes foram posteriormente agrupados em lenhosos (árvore, arbusto, subarbusto e lianas) e não lenhosos (erva, erva epífita, trepadeiras herbáceas e hemiparasitas). Foi realizada a análise da distribuição das síndromes separadamente para cada tipo (lenhoso ou não lenhoso), para as regiões a barlavento e sotavento e para as diferentes cotas altitudinais.

Foram testadas as diferenças nas proporções de espécies com síndromes de dispersão e polinização para os tipos de caule, tipos de vertente e cotas altitudinais através dos testes de independência de qui-quadrado e qui-quadrado particionado (Zar 1996). Os testes foram feitos através do pacote estatístico Statistica 9.0.

Para verificar a formação de grupos ecológicos na comunidade vegetal, foi testada a associação entre síndromes de dispersão e síndromes de polinização nas espécies amostradas por meio de uma análise de componentes principais (PCA) para cada componente da vegetação com pacote estatístico PCOrd 6.0 (McCune & Mefoord, 2011).

RESULTADOS

Foram amostradas 406 espécies lenhosas e não lenhosas. A síndrome de polinização mais frequente na comunidade vegetal foi a melitofilia (57%), seguida da ornitofilia e não especializada (7%), anemofilia e falenofilia (5%). As outras síndromes ocorreram em frequências menores: miofilia (4%), cantarofilia e quiropterofilia (3%), esfingofilia e psicofilia (2%). Para algumas espécies, sugeriu-se a ocorrência de dois polinizadores ou ambifilia (4%).

A melitofilia foi a síndrome mais comum na maioria dos hábitos (Tabela 1), predominando em

todos os hábitos. Miiofilia e não especializada apresentam o mesmo padrão da melitofilia, distribuindo-se regularmente entre os diferentes tipos de hábitos. A maioria das síndromes foi observada no componente lenhoso da vegetação (Fig. 2), principalmente nas árvores. A psicofilia foi constatada mais em arbustos (tabela 1), que ocupam a região de sub-bosque da mata.

Com relação à dispersão, a síndrome mais frequente foi a zoocoria (64%), seguida de anemocoria (19%) e autocoria (17%). A zoocoria foi mais observada em árvores, arbustos e ervas (Tabela 1). Por outro lado, a anemocoria obteve maior frequência em lianas e ervas epifíticas (Tabela 1), ocorrendo em todos os hábitos, com predomínio no estrato superior da vegetação. A autocoria ocorreu na maioria dos hábitos com uma leve dominância nos subarbustos (Tabela 1).

Tabela 1: Número de espécies por síndromes de polinização e dispersão em relação às formas de crescimento das espécies na Serra de Baturité, Ceará.

Síndrome	Árvore	Arbusto	Subarbusto	Erva	Erva epífita	Liana	Hemiparasita
Polinização							
Melitofilia	159	36	3	16	8	10	0
Não especializada	2	4	3	7	8	3	0
Falenofilia	24	3	0	0	0	0	0
Miiofilia	6	4	1	6	0	1	4
Ornitofilia	15	2	0	2	0	1	0
Anemofilia	11	3	0	1	1	0	0
Quiropterofilia	5	4	0	1	0	0	0
Ambifilia	6	2	0	5	1	0	0
Cantarofilia	6	4	0	0	1	0	0
Esfingofilia	7	1	0	0	1	0	0
Psicofilia	1	5	1	1	1	0	0
Indeterminada	5	1	1	1	0	1	0
Dispersão							
Anemocoria	32	4	3	12	17	7	0
Autocoria	35	19	4	8	0	5	0
Zoocoria	180	46	2	20	4	4	4

As alterações topológicas não influenciam a distribuição de espécies quanto à síndrome de polinização ($\chi^2 = 0.72094$ g.l.= 3, $p=0.8745$). Estas ocorrem de maneira semelhante entre as vertentes a barlavento e sotavento, com a dominância da melitofilia (Fig. 2).

Em relação aos tipos de caule das espécies, houve uma diferença significativa entre lenhoso e não lenhoso ($\chi^2 = 44.941$ g.l.= 3, $p < 0,0001$). A melitofilia é dominante nas espécies lenhosas (61%), enquanto as outras síndromes contribuem mais eficazmente para o componente não lenhoso da vegetação (63%). Entre os não lenhosos, a ornitofilia é a mais observada (23%) seguida de anemofilia (15%) e não foram observadas espécies com síndrome de polinização generalista (Fig. 2).

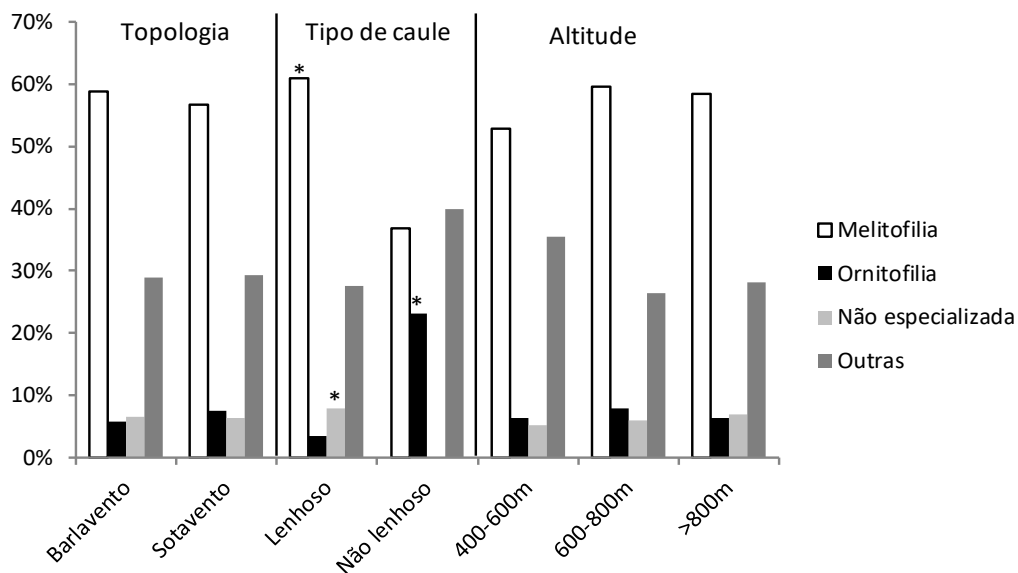


Figura 2: Porcentagem de síndromes de polinização em relação à vertente topológica (barlavento e sotavento), tipo de caule (lenhoso e não lenhoso) e altitude de coleta (400-600m, 600-800m, acima de 800m). Na categoria outras estão inclusas anemofilia, falenofilia, miofilia, ambifilia cantarofilia, quiropetrofilia, esfingofilia, psicofilia e indeterminadas. * Teste de qui-quadrado significativo ($p < 0.05$).

As síndromes de polinização possuem um padrão distribuição semelhante entre as cotas altimétricas (1-2: $\chi^2 = 3,5703$ g.l.= 3, $p=0.32089$; 1-3: $\chi^2 = 3,1061$ g.l.= 3, $p=0.37964$; 2-3: $\chi^2 = 0,7118$ g.l.= 3, $p=0.87089$), a interação planta-polinizador independe da altitude em que as plantas se encontram.

A distribuição das síndromes de dispersão mostrou-se significativamente diferente entre as regiões a barlavento e sotavento ($\chi^2 = 5.9692$ g.l.= 2, $P < 0,05$), havendo uma menor proporção de espécies zoocóricas na região a sotavento e um consequente aumento das síndromes bióticas em relação a barlavento (Fig. 3).

Também foi observada uma diferença significativa entre as espécies lenhosas e não lenhosas ($\chi^2 = 34.333$; $p < 0.0001$, g.l.=2). Enquanto no componente lenhoso, a zoocoria é dominante (67%) comparada às síndromes abióticas (Fig. 4), no não lenhoso, as espécies anemocóricas foram mais observadas (45%), prevalecendo síndromes abióticas, embora a contribuição de autocoria tenha reduzido (Fig. 3).

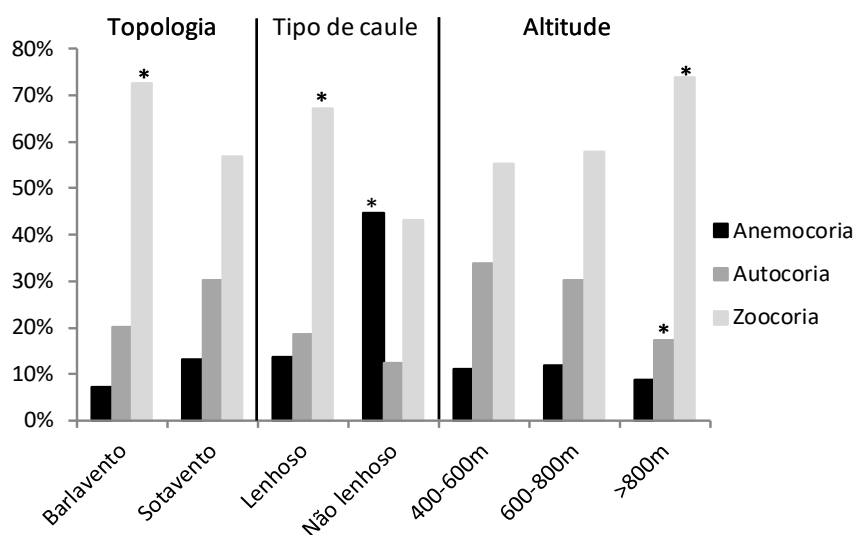


Figura 3: Porcentagem de síndromes de dispersão em relação à vertente (barlavento e sotavento), tipo de caule (lenhoso e não lenhoso) e altitude de coleta (400-600m, 600-800m, acima de 800m). * Teste de qui-quadrado significativo ($p < 0.05$).

A partir do teste de qui-quadrado particionado, as áreas do topo da serra com altitude acima de 800m obtiveram uma diferença significativa em relação às outras cotas altimétricas (1-2: $\chi^2 = 0.50054$, g.l.=2, $p = 0.77859$; 1-3: $\chi^2 = 18.113$; g.l.=2, $p < 0.0001$; 2-3: $\chi^2 = 15.701$; g.l.=2, $p < 0,0004$). As cotas altimétricas de 400-600m e 600-800m apresentam uma distribuição semelhante das síndromes de dispersão, com uma maior contribuição de espécies zoocóricas (Fig. 3). Por outro lado, as áreas de cota acima de 800m podem apresentar uma flora amplamente dispersa por animais, com uma consequente diminuição de síndromes abióticas em relação às altitudes mais baixas (Fig. 3).

Existe uma relação significativa entre determinados tipos de polinização e cada síndrome de dispersão ($p < 0,001$, PCA) nos componentes lenhosos e não lenhosos da vegetação.

Em relação ao componente lenhoso, há formação de quatro grupos específicos com explicação de 14% dos eixos (Fig. 4). O grupo 1 é formado por 17 espécies ornitófilas, quiropterófilas e miiófilas, que possuem síndrome de dispersão autocórica, tais como *Dicliptera ciliaris* Juss. (ornitofilia), *Lonchocarpus sericeus* (Poir.) Kunth ex DC. (quiropterofilia) e *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (miiofilia). O grupo 2 por 199 espécies esfingófilas, anemófilas, melitófilas, não especializadas, cantarófilas, psicófilas e dispersas por animais, como *Thyrsodium spruceanum* Benth. (melitófila), *Ilex sapotifolia* Reissek (não especializada), *Cereus jamacaru* DC. (esfingófila), *Picramnia gardneri* Planch. (anemófila), *Xylopia frutescens* Aubl. (cantarófila) e *Hirtella racemosa* Lam. (psicófila). E o grupo 3 por 14 espécies falenófilas e ambifílicas, que são dispersas pelo vento, como *Aspidosperma multiflorum* A. DC. (falenófila) e *Coutarea hexandra* (Jacq.) K. Schum. (melitófila e psicófila).

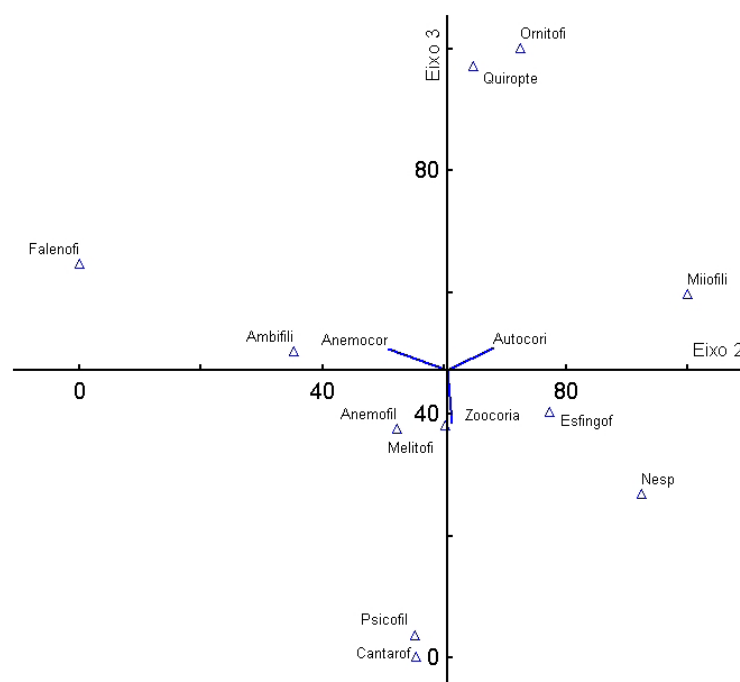


Figura 4: Análise de Componentes Principais relacionando polinização e dispersão das espécies do componente lenhoso da vegetação da Serra de Baturité.

A análise do componente não lenhoso forma quatro grupos distintos dos acima descritos com explicação de 19% dos eixos (Fig. 5). Grupo 4 formado por 4 espécies anemófilas, psicófilas e autocóricas, como *Becquerelia cymosa* Brongn. (anemófila), *Cipura paludosa* Aubl. (psicófila). O grupo 5 por 18 espécies melitófilas, quiropterófilas, esfingófilas e anemocóricas, como *Commelina benghalensis* L. (melitófila), *Vriesea platynema* Gaudich. (quiropterófila), *Epidendrum nocturnum* Jacq. (esfingófila). E o grupo 6 com 6 espécies ornitófilas, ambifílicas, cantarófilas e zoocóricas, como *Peperomia circinnata* Link (miiófila e anemófila), *Costus spiralis* (Jacq.) Roscoe (ornitófila) e *Anthurium gracile* (Rudge) Lindl. (cantarófila). Além desses, o grupo 7 formado por espécies falenófilas e miiófilas que são distribuídas igualmente entre as síndromes. Não existem espécies com síndrome de polinização generalista nesse componente.

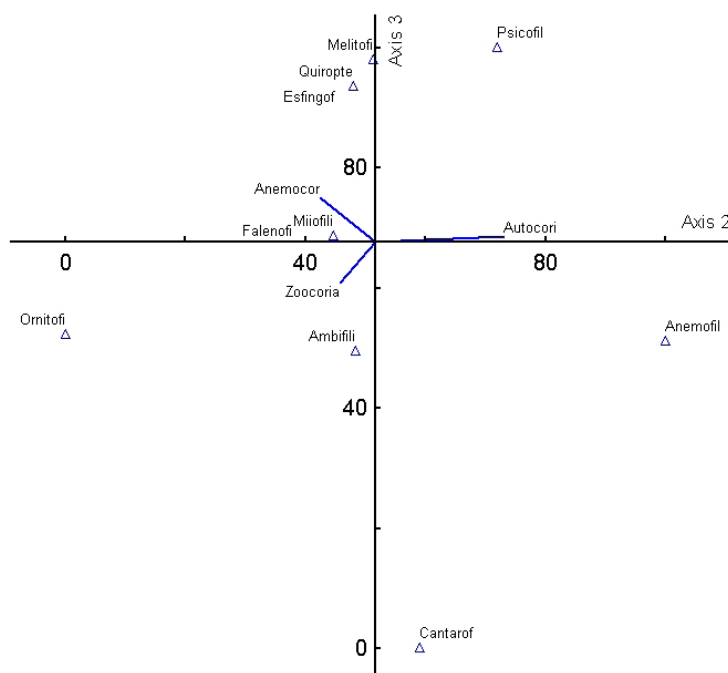


Figura 5: Análise de Componentes Principais relacionando polinização e dispersão das espécies do componente não lenhoso da vegetação da Serra de Baturité.

DISCUSSÃO

Polinizadores bióticos são os principais agentes em florestas tropicais, responsáveis por cerca de 45% do fluxo de pólen (Bawa, 1990). As síndromes de polinização encontradas para a Serra de Baturité estão de acordo com o representado pela literatura. A polinização por abelhas e vespas tem sido o sistema predominante em florestas tropicais úmidas (Bawa 1990, Kress & Beach 1994, Morellato 1995, Yamamoto *et al.* 2007). As abelhas são insetos sociais e configuram entre os polinizadores mais versáteis e ativos, obtendo recursos em plantas com diferentes atributos florais (Faegri & Pijl 1976).

Segundo Yamamoto *et al.* (2007), as abelhas constituem importantes recursos de polinização ao longo da estratificação vegetal ocupada pelos componentes arbustivo e arbóreo, por isso a melitofilia

é a síndrome mais abundante os hábitos. No entanto, ao se comparar espécies lenhosas e não lenhosas, as primeiras apresentam uma proporção bem maior de polinização por abelhas. Já as espécies não lenhosas apresentam uma maior diversidade de sistemas de polinização devido a grande variedade de famílias de ervas e epífitas (Bawa 1990, Yamamoto 2007). Provavelmente, a alta porcentagem de plantas anemófilas deve-se ao levantamento incluindo espécies das famílias Poaceae, Santalaceae e Cyperaceae. Do mesmo modo, as espécies das famílias Bromeliaceae e Orchidaceae contribuíram para a grande porcentagem de espécies polinizadas por pássaros.

A alta quantidade de espécies não especializadas ou generalistas ocorre porque a interação planta-polinizador é uma relação flexível (Proctor *et al.* 1996), onde muitas espécies podem apresentar mais de uma síndrome de polinização. Já a alta proporção de ambifilia em relação a outros estudos indica que essa síndrome pode ser intercambiável em alguns grupos de plantas (Proctor *et al.* 1996) e envolve diferentes adaptações florais. Em alguns gêneros como Piper (Figueiredo & Sazima, 2004), as espécies podem ser polinizadas por diferentes tipos de insetos (Diptera, Hymenoptera, Lepidoptera e Coleoptera) e também pelo vento, o que poderia compensar uma possível deficiência sazonal de insetos polinizadores.

A polinização por vertebrados (principalmente, quiropterofilia e ornitofilia) corresponde a aproximadamente 15% do total das espécies de uma comunidade vegetal (Bawa *et al.*, 1985; Bawa, 1990; Koptur *et al.*, 1988; Silberbauer-Gottsberger & Gottsberger, 1988; Ramírez, 2004; Kinoshita, 2006). A polinização pelo vento, anemofilia, é pouco frequente em florestas tropicais ombrófilas (Bawa *et al.* 1985). De acordo com Regal (1982), é mais comum encontrar plantas polinizadas por vento em áreas com menor diversidade florística e vegetação mais aberta, como as savanas (caatinga e cerrado) ou com deciduidade sazonal (florestas temperadas no norte). Embora espécies ornitófilas, quiropterófilas e anemófilas predominem em ambientes mais abertos, não houve constatação de efeitos topoclimáticos nas síndromes de polinização.

As porcentagens encontradas para a dispersão na Serra de Baturité foram semelhantes às encontradas por outros autores de florestas tropicais (Spina *et al.* 2001, Bollen *et al.* 2004, Kinoshita *et al.* 2006, Yamamoto *et al.* 2007). A vegetação tropical apresenta maior abundância de espécies zoocóricas seguida das anemocóricas e autocóricas (Pijl 1982, Howe & Smallwood 1982).

Normalmente, a zoocoria predomina nas florestas de climas úmidos ou que possuem estacionalidade pluvial fraca (Howe & Smallwood 1982; Gentry 1983), como as florestas localizadas em serras úmidas. A anemocoria predomina em tipos vegetacionais de climas secos ou com forte estacionalidade pluvial (Frankie *et al.* 1974; Howe & Smallwood 1982).

A vertente a barlavento da serra apresenta uma maior proporção de espécies zoocóricas devido a maior disponibilidade hídrica. Por outro lado, a maior aridez na vertente a sotavento da serra contribui para uma redução das espécies zoocóricas e um aumento das síndromes abióticas. Diversos autores têm relacionado vegetações mais abertas e mais secas com espécies anemocóricas e autocóricas (Frankie *et al.* 1974, Opler *et al.* 1980; Howe & Smallwood 1982; Roth 1987; Drezner *et al.* 2001; Griz & Machado 2001).

Os efeitos da variação topoclimática são observados em relação às cotas altimétricas, já que

a maior proporção de espécies zoocóricas é encontrada nas regiões de topo (maior que 800m), ou seja, a disponibilidade hídrica também rege a distribuição das síndromes em relação às altitudes. As espécies dispersas pelo vento também podem ser beneficiadas em paisagens fragmentadas (Howe & Smallwood 1982), em ambientes mais abertos, como as áreas mais inferiores da serra, suas chances de atingirem longas distâncias são maiores, enquanto para as espécies zoocóricas, a matriz ambiental muitas vezes constitui um obstáculo intransponível. Segundo Em Negrelle (2002), a pouca ocorrência de anemocoria em florestas tropicais é explicada pelas condições mais úmidas do ambiente, o que dificultaria a dispersão de diásporos pela ação do vento.

De acordo com Yamamoto *et al.* (2007), as espécies zoocóricas são predominantes em todos os hábitos de uma floresta tropical. No entanto, os indivíduos lenhosos apresentam uma maior proporção, há um predomínio de árvores e arbustos zoocóricos em florestas tropicais pluviais (Jones 1956; Frankie *et al.* 1974; Roth 1987; Koptur *et al.* 1988; Negrelle 2002) e em florestas tropicais estacionais (Ortega 1986; Morellato & Leitão Filho 1992; Kinoshita *et al.* 2006). A distribuição desigual de populações de diferentes espécies zoocóricas pelos vários trechos da vegetação pode provocar um grande deslocamento da fauna frugívora ao longo do ano, em busca por recursos alimentares, favorecendo uma ampla dispersão de sementes.

Por outro lado, a existência de espécies pioneiras e ruderais no componente não lenhoso da vegetação indica uma maior proporção de espécies anemocóricas em relação às zoocóricas, uma vez que se estabelecem primariamente no local (Janzen 1988; Tabarelli *et al.* 1999; Drezner *et al.* 2001). A alta ocorrência de anemocoria em ervas epífitas ocorre devido a uma maior exposição dos diásporos dessas espécies de dossel à ação do vento e consequente melhor chance de dispersão (Morellato & Leitão Filho 1991; Talora & Morellato 2000; Spina *et al.* 2001).

A Serra de Baturité agrega uma grande biodiversidade animal (Albano & Girão 2008, Borges-Nojosa 2007), mostrando que a alta incidência de espécies polinizadas e dispersas por animais ressalta o papel das interações mutualísticas animais-plantas na manutenção dos ecossistemas naturais. Como a relação polinização-dispersão é bastante importante para a estruturação de comunidades, os grupos definidos nesse trabalho a partir das análises de componentes principais devem apresentar uma importância ecológica própria para a comunidade.

As interações animal-planta, como os processos de polinização e dispersão, são alvos prioritários para a conservação da biodiversidade, pela sua importância em processos regenerativos, na estrutura da comunidade, na manutenção da diversidade e nas funções ecossistêmicas (Jules e Rathcke 1999, Cordeiro e Howe 2001, Kremen 2005). As classes de polinizadores apresentam sincronia com o período de floração e disponibilidade de pólen (Skov 2000). Neste caso, os grupos formados têm relação íntima com a manutenção de seus polinizadores por meio da dispersão.

Os grupos 2 e 6 formados por espécies zoocóricas produzem frutos e sementes que servem de alimento para vertebrados, desse modo, a fauna associada a esse recurso contribui para a distribuição das espécies no ambiente e influencia na estruturação e diversificação das espécies de plantas (Clark e Poulsen 2001). Quanto maior a biodiversidade de plantas, maior a variedade de flores e mais diversificada será a oferta de pólen e néctar para os polinizadores que mantêm o fluxo de pólen,

facilitando a reprodução e posterior formação de frutos pelas plantas (Bawa 1990). Os animais são importantes dispersores uma vez que são responsáveis por espalhar as sementes vegetais e contribuir para persistência das espécies, uma vez que evita uma extinção local (Clark e Poulsen 2001). O grupo 2 é bastante importante para a estrutura da comunidade vegetal lenhosa, uma vez que apresenta uma grande quantidade de espécies com diferentes polinizadores.

O grupo 3 é formado por espécies anemocóricas que possuem uma distribuição mais específica na comunidade vegetal, pois indivíduos lenhosos com sementes dispersas pelo vento costumam estar no estrato superior das florestas, formando o dossel ou como emergentes (Howe e Smallwood 1982, Kinoshita *et al.* 2006). A eficiência do mecanismo de dispersão por meio do vento, que aumenta com a altura da árvore (Nunes *et al.* 2003). Esse grupo possui uma menor diversidade de polinizadores associados, por ser um grupo cujos indivíduos ficam bem distribuídos no ambiente, uma vez que espécies anemocóricas são de ampla distribuição (Oliveira *et al.* 2001).

Ao contrário, o grupo 5 é formado por espécies anemocóricas não lenhosas que estão presente em grande quantidade nesse componente do estrato vegetal, configurando-se como bastante importante para a manutenção da interação das espécies no local, abrangendo as abelhas que são os polinizadores mais abrangentes e eficazes (Faegri & Pijl 1976). Os grupos 1 e 4 são formados por espécies lenhosas e não lenhosas autocóricas, embora importantes, os polinizadores são direcionados a um reduzido espectro de espécies.

A formação desses grupos com base em características autoecológicas é importante para compreender a estrutura da comunidade vegetal, revelando diferenças que são difíceis de detectar apenas com estudos florísticos e fitossociológicos, devido a diferenças na composição de espécies (Graae e Sunde 2000).

REFERÊNCIAS

- Aizen, M. A. & Feinsinger, P. 1994a. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest. *Ecology* 75: 330-351.
- Aizen, M. A. & Feinsinger, P. 1994b. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentine “Chaco Serrano”. *Ecological Applications* 4: 378-392.
- Albano, C. & Girão, W. 2008. Aves de matas úmidas das serras de Aratanha, Baturité e Maranguape, Ceará. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16: 142-154.
- Appanah, S. 1981. Pollination in Malaysian primary forests. *Malaysian Forester* 44:37-42.
- Araújo, F.S., Gomes, V.S., Silveira, A.P., Figueiredo, M.A., Oliveira, R.S., Bruno, M.M.A., Lima-Verde, L.W., Silva, E.F., Otutumi, A.T. & Ribeiro, K.A. 2007. Efeito da variação topoclimática e estrutura da vegetação da serra de Baturité, Ceará. *In: Oliveira, T. S. & Araújo, F. S. Diversidade e conservação da Biota da serra de Baturité, Ceará*. Edições UFC/COELCE, Fortaleza. Pp. 73-136.
- Ashton, P. S. 1969. Speciation among tropical forest trees: Some deductions in the light of recent evidence. *Biological Journal of the Linnean Society* 1:55-96.
- Bawa, K. S., Peny, D. R., Bullock, S. H., Coville, R. E. & Grayum, M. H. 1985. Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. II. Pollination mechanisms. *American Journal of Botany* 72:346-56.

- Bawa, K.S. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rain forest. *Annual Review of Ecological and Systematics* 21: 399-422.
- Bierregaard, R.O. Jr., Laurance, W.F., Gascon, C., Benitez-Malvido, J. & Fearnside, P.M. 2001. Principles of forest fragmentation and conservation in the Amazon. In: Bierregaard, R.O. Jr., Gascon, C., Lovejoy, T.E. & Mesquita, R.C.G. (Eds.). *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut. Pp. 371–385.
- Bollen, A., Elsacker, L.V. & Ganzhorn, J.U. 2004. Tree dispersal strategies in the forest of Saint Luce (SE - Madagascar). *Oecologia* 139: 604-616.
- Borges-Nojosa, D.M. 2007. Diversidade de anfíbios e répteis da serra de Baturité, Ceará. T.S. Oliveira & F.S. Araújo (Eds.). In: *Diversidade e conservação da biota na Serra de Baturité, Ceará* (Universidade Federal do Ceará, Coelce, Fortaleza, p.225-247.
- Cain, S. A. & Castro, G. M. 1959. *Manual of vegetation analysis*. Hafner Publishing Company. New York, USA. 325 p.
- Charlesworth, D. & Charlesworth, B. 1987. Inbreeding depression and its evolutionary consequences. *Annual Ecology and Systematics* 18: 237-268.
- Clark, C.J. & Poulsen, J.R. 2001. The Role of Arboreal Seed Dispersal Groups on the Seed Rain of a Lowland Tropical Forest. *Biotropica* 33: 606-620.
- Cordeiro, N. J. & Howe, H. F. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conservation Biology* 15: 1733-1741.
- Claudino-Sales, V. & Peulvast, J.P. 2007. Evolução morfoestrutural do relevo da margem continental do Estado do Ceará, Nordeste do Brasil. *Caminhos de Geografia* 8: 1-21.
- Drezner, T.D., Fall, P.L. & Stromberg, J.C. 2001. Plant distribution and dispersal mechanisms at the Hasayampa River Preserve, Arizona, USA. *Global Ecology & Biogeography* 10: 205-217.
- Ellstrand, N.C. & Elan, D.R. 1993. Population genetic consequences of small population sizes: implication for plant conservation. *Annual Review of Ecological Systematics* 24: 217-242.
- Faegri, K & Pijl, L. 1979. *The principles of pollination ecology*. Pergamon Press, Oxford, United Kingdom, 244pp.
- Figueiredo, R.A. & Sazima, M. 2004. Pollination ecology and resource partitioning in neotropical Pipers. In: L.A. Dyer & A.D.N. Palmer (Eds.) *Piper: a model Genus for studies of Phytochemistry, Ecology and Evolution*. New York, Kluwer Academic/Plenum Publishers. Pp. 33-57.
- Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J. & Loreau, M. 2006. Functional diversity of plant-pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PloS Biology* 4: 129-135.
- Fuchs, E.J., Lobo, J.A. & Quesada, M. 2003. Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns of the dry forest tree *Pachira quinata*. *Conservation Biology*, 17: 149-157.
- Gentry, A.H. 1983. Dispersal ecology and diversity in neotropical forest communities. *Sonderbände Naturwissenschaftlichen Vereins im Hamburg* 7:315-352.
- Graae, B.J. & Sunde, P.B. 2000. The impact of forest continuity and management on forest floor vegetation evaluated by species traits. *Ecography* 23: 720-731.
- Griz, L.M.S. & Machado, I.C.S. 2001. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the northeast of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17: 303- 321.
- Haffer, J. 1969. Speciation in Amazonian Forests Birds. *Science* 165: 131-137.
- Howe, H.F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228.

- Hutchings, M. J. 1986. The structure of plant population. In: *Plant Ecology* (M. J. Crawley, eds.) Blackwell Science, Oxford.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist* 104: 501–528.
- Janzen, D.H. 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: Growth. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75: 105-116.
- Jones, E.W. 1956. Ecological studies on the rainforest of Southern Nigeria. II. *Journal of Ecology* 44: 83-117.
- Jules, E. S. & Rathcke, B. J. 1999. Mechanisms of reduced *Trillium* recruitment along edges of old-growth forest fragments. *Conservation Biology* 13: 784-793.
- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J.L. & Ganade, G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: W.F. Laurance & R.O. Bierregaard. *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago, The University of Chicago Press. Pp. 33-44.
- Kinoshita, L.S., Torres, R.B., Forni-Martins, E.R., Spinelli, T., Ahn, Y.J. & Constâncio, S.S. 2006. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP. *Acta Botanica Brasilica* 20: 313-327.
- Koptur, S., Haber, W.A., Frankie, G.W. & Baker, H.G. 1988. Phenological studies of shrub and treelet species in tropical cloud forest of Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 4: 347-359.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468-479.
- Kress, W.J. & Beach J.H. 1994. Flowering plant reproductive system. In: L.A. McDade, K.S. Bawa, H.A. Hespenheide & G.S. Hartshorn (Eds.). *La Selva – ecology and natural history of a Neotropical rain forest*. Chicago, University of Chicago Press. Pp. 161-182.
- Laurance, W.F. & Bierregaard Jr., R.O. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago. 632p.
- Lovejoy, T. E., Bierregard, R. O., Rylands, A. B., Jr., Malcom, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S., Jr., Powell, A. H., Powell, G. N. V., Achubart, H. O. R. & Hays, M. 1986. Edge and other effects of isolation of Amazon forests fragmentations. In: Soulé, M. E. *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland, Sinauer. Pp.257-285.
- Machado, I.C. & Lopes, A.V. 2004. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian Tropical Dry forest. *Annals of Botany* 94: 365-376.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 2011. *PC-ORD, Multivariate Analysis of Ecological Data*. Oregon, USA.
- Melo-Santos, A. M., Cavalcanti, D. R., Silva, J. M. C. D. & Tabarelli, M. 2007. Biogeographical relationships among tropical forests in north-eastern Brazil. *Journal of Biogeography* 34: 437–446.
- Morellato, L.P.C. & Leitão Filho, H.F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: L.P.C. Morellato (coord.). *História natural e preservação de uma área florestal no sudoeste do Brasil*. Editora da UNICAMP, Campinas. Pp. 111-140.
- Morellato, L.P.C. 1995. As flores e seus polinizadores. In: L.P.C. Morellato & H.F. Leitão Filho. *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana - Reserva de Santa Genebra*. Editora da UNICAMP, Campinas. Pp. 42-45.
- Nason, J.D. & Hamrick, J.L. 1997. Reproductive and genetic consequences of forest fragmentation – two case studies of neotropical canopy trees. *Journal of Heredity* 88: 264–276.
- Negrelle, R.R.B. 2002. The Atlantic forest in the Volta Velha Reserve: a tropical rain forest site outside the tropics. *Biodiversity and Conservation* 11: 887-919.

- Nunes, Y.R.F., Mendonça, A.V.R., Botezelli, L., Machado, E.L.M., Oliveira-Filho, A.T. 2003. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. *Acta Botanica Brasilica* 17: 213-229.
- Oliveira, R.J., Mantovani, W., Melo, M.M.R.F. 2001. Estrutura do Componente arbustivo-arbóreo da floresta atlântica de encosta, Peruíbe, SP. *Acta Botanica Brasilica* 15: 391-412.
- Opler, P.A.; Baker, H.G. & Frankie, G.W. 1980. Plant reproductive characteristics during secondary succession in Neotropical lowland forest ecosystems. *Biotropica* 12: 40-46.
- Ortega, L.C.S. 1986. Études floristiques de divers stades secondaires des formations forestières du haut Parana (Paraguai Oriental). Floraison, frutification et dispersion des espèces forestières. *Candollea* 1: 121-144.
- Pijl, L.V. 1982. Principles of Dispersal in Higher Plants. Berlim, Springer-Verlag. 215p.
- Powell, A. & Powell, N.V. 1987. Population dynamics of male euglossine bees in amazonian forest fragments. *Biotropica* 19: 176-179.
- Proctor, M.; Yeo, P. & Lack, A. 1996. The natural history of pollination. London, Harper Collins Publishers. 479p.
- Ramírez, N. (2004), Ecology of pollination in a tropical Venezuelan savanna. *Plant Ecology* 173: 171-189.
- Rathcke, B. J. & Jules, E. S. 1993. Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. *Current Science* 65:273-277.
- Regal, P.J. 1982. Pollination by wind and animals: ecology of geographic patterns. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13:497-524.
- Rodal, M. J. N., Sales, M. F., Silva, M. J. & Silva, A. G. 2005. Flora de um Brejo de Altitude na escarpa oriental do planalto da Borborema, PE, Brasil. *Acta botanica brasilica* 19: 843-858.
- Rodal, M. J. N. & Nascimento, L. M. 2006. The arboreal component of a dry Forest in Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66: 479-491.
- Roth, I. 1987. Stratification of a tropical forest as seen in dispersal types. Dordrecht, Dr W. Junk Publishers.
- Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* 31:131-134.
- Skov, F. 2000. Distribution of plant functional attributes in a managed forest in relation to neighborhood structure. *Plant Ecology* 146: 121-130.
- Silberbauer-Gottsberger, I. & Gottsberger, G. 1988. A polinização de plantas do Cerrado. *Revista Brasileira de Biologia* 48: 651-663.
- Silva, J.M.C. & Casteletti, C.H.M. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Galindo-Leal, C. & Câmara, I. G. (Eds) *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, DC. Pp. 43-59.
- Smith, A.P. 1973. Stratification of temperate and tropical forest. *The American Naturalist* 107: 671-683.
- Spina, A.P., Ferreira, W.M. & Leitão Filho, H.F. 2001. Floração, frutificação e síndromes de dispersão de uma comunidade de floresta de brejo na região de Campinas (SP). *Acta Botanica Brasilica* 15: 349-368.
- Tabarelli, M. & Santos, A.M.M. 2004. Uma breve descrição sobre a história natural dos brejos nordestinos. In: Pôrto, K. C., Cabral, J. J. P. & Tabarelli, M. *Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. Pp. 17-24.
- Tabarelli, M., Mantovani, W. & Peres, C.A. 1999. Effects of habitats fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- Talora, D.C. & Morellato P.C. 2000. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 23: 13-26.

- Tavares, M.C., Rodal, M.J.N., Melo, A.L. & Araújo, M.F.L. 2000. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de Floresta Ombrófila Montana do Parque Ecológico João Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, Pernambuco. *Naturalia* 26:243-270.
- Templeton A.R, Shaw, K., Routmon, E. & Davis, S.K. 1990. Genetic consequences of habitat fragmentation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 77: 13-27
- Vasconcelos-Sobrinho, J. 1971. As regiões naturais do Nordeste, o meio e a civilização. Conselho de Desenvolvimento de Pernambuco, Recife.
- Waser, N.M., Chittka, L., Price, M.V., Willians, N.M. & Ollerton J. 1996. Generalization in pollination systems, and why it matters. *Ecology* 77: 1043-1060.
- Whittaker, R.H., 1975. *Communities and Ecosystems*, 2nd ed. Macmillan, MacMillan, New York, NY, USA.
- Wunderlee, J. R. J.M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 223-235.
- Yamamoto, L.F., Kinoshita, L.S. & Martins, F.R. 2007. Síndrome de dispersão e polinização em fragmentos de floresta estacional semidecídua montana, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 21: 553-573.
- Young, A.G., Merriam, H.G. & Warwick, S.I. 1993. The effects of forest fragmentation on genetic variation in *Acer saccharum* Marsh. (sugar maple) populations. *Heredity* 71: 277-289.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. New Jersey, Prentice Hall.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse estudo contribuiu para a comprovação de rotas biogeográficas amazônicas e atlânticas no Nordeste e o intercâmbio de espécies durante o Pleistoceno tardio, gerando uma nova ideia de classificação das florestas serranas úmidas do Nordeste como ambientes ecotonais. Além disso, contribuiu para compreender os processos ecológicos associados à distribuição espacial de espécies nesses ambientes, onde a modelagem de nicho ecológico ocorre por meio dos preditores ecossistêmicos zoocoria e carbono orgânico do solo. As inter-relações entre as características autoecológicas são importantes para compreender a estrutura da comunidade vegetal, revelando diferenças que são difíceis de detectar apenas com estudos florísticos e fitossociológicos, devido a diferenças na composição de espécies.

PERSPECTIVAS FUTURAS

Com o intuito de melhor compreender a evolução e a dinâmica das florestas úmidas no nordeste brasileiro ainda é necessária uma pesquisa forte e integrada que combine: i) inventários florísticos em áreas críticas e excluídas cientificamente, ii) estudos filogenéticos e filogeográficos de táxons indicadores, iii) síndromes de dispersão de elementos da flora, iv) dados palinológicos e v) informações geoclimáticas. Desse modo, os estudos com essas formações florestais irão ser continuados durante o doutorado do autor.



UNIEDUSUL
EDITORA



wbook
Gráfica e Editora