

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL**

**EFEITO DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE COMUNIDADES DE
PLANTAS LENHOSAS E FORMIGAS NA CAATINGA**

Doutorando: José Domingos Ribeiro Neto
Orientadora: Inara Roberta Leal

RECIFE, 2013

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL**

**EFEITO DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE COMUNIDADES DE
PLANTAS LENHOSAS E FORMIGAS NA CAATINGA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal como parte dos requisitos para obtenção do título de doutor.

Doutorando: José Domingos Ribeiro Neto
Orientadora: Inara Roberta Leal

RECIFE, 2013

JOSÉ DOMINGOS RIBEIRO NETO

Tese submetida à banca examinadora:

Orientadora:

Prpfa.: Dra. Inara Roberta Leal (Departamento de Botânica – UFPE)

Membros titulares:

Rogério Rosa da Silva (Museu de Zoologia - USP)

Elcida de Lima Araújo (Departamento de Botânica - UFRPE)

Paulo Jorge Parreira dos Santos (Departamento de Zoologia – UFPE)

Marcelo Tabarelli (Departamento de Botânica – UFPE)

Membros suplentes:

Bráulio Almeida Santos (Departamento de Botânica – UFPB)

Felipe Pimentel Lopes de Melo (Departamento de Botânica – UFPE)

Catálogo na fonte
Elaine Barroso
CRB 1728

Ribeiro Neto, José Domingos

Efeito de perturbações antrópicas sobre comunidades de plantas lenhosas e formigas na Caatinga/ José Domingos Ribeiro Neto– Recife: O Autor, 2013.

145 folhas : il., fig., tab.

Orientadora: Inara Roberta Leal

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

Inclui bibliografia

- 1. Caatinga 2. Plantas 3. Formiga I. Leal, Inara Roberta
(orientadora) II. Título**

577.30913

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB- 2013- 316

*À minha mãe (in memoriam) e à
minha avó, Ritinha, que aos 93
anos soube que existem “umas
formigas bordadeiras (tecelãs)” e
me disse que vai lá pra ver. Dedico.*

AGRADECIMENTOS

São muitas pessoas a quem devo agradecimentos pela conclusão deste trabalho e pelo cumprimento de mais essa etapa na minha trajetória acadêmica. Pra tentar organizar um pouco e não esquecer ninguém, começo agradecendo às pessoas e instituições que estiveram diretamente envolvidas na realização desse trabalho e no meu doutoramento em si, para, em seguida, agradecer às pessoas que tornaram mais suave a minha chegada e estadia no Recife.

Agradeço, imensamente, à amiga Inara Leal por todas as oportunidades e ensinamentos nesses seis anos de convivência. Sua frase preferida, a tão temida “faz isso pra mim, por favor”, sempre ensinou ensinamentos que foram e serão úteis (apesar de trazerem momentos de desconforto no computador). Através dela conheci muitos cientistas bem conceituados e aprendi que não se deixa uma mensagem sem resposta, e que essa cooperação cotidiana é importante para o estabelecimento de parcerias e isso faz o mundo girar. Agradeço, também, por ela ter tido a formidável ideia de ir morar em Olinda! Isso certamente terá reflexos na produtividade do Laboratório de Interação Planta-Animal!

Agradeço ao professor Marcelo Tabarelli, que sempre ajudou na concepção e no desenvolver deste e de outros trabalhos. Com uma visão “fria e calculista”, consegue dar uma dimensão ampla às perguntas e respostas que aparecem. Além disso, sempre que precisamos, ajudou-nos a pagar os custos da “Manhosa”, garantindo nossas idas ao campo. Ademais as contribuições intelectuais, é sempre criativo nos cursos de campo, proporcionando bons momentos de interação com suas metáforas tipo: elefante cor-de-rosa, cremogema, *etc.*

Agradeço aos professores Felipe Pimentel Lopes de Melo e Paulo Santos pelas constantes ajudas estatísticas, bem como nas interpretações dos resultados e na criativa tarefa de deduzir implicações para os resultados.

Agradeço à coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – PPGBV da UFPE, nas pessoas dos professores Mauro Guida Santos, Andrea Harand e Marcelo Tabarelli, e dos servidores administrativos Hildebrando e Adriano, pela prestreza com que sempre desempenharam suas atividades. Ao Hildebrando “Steave Seagal”, agradeço também pelos momentos pitorescos proporcionados pelo seu senso de humor peculiar.

Agradeço às amigas e amigos do Laboratório de Interação Planta-Animal, nominalmente, Fernanda Maria, Elaine Santos, Talita Câmara, Walkíria Almeida, Kátia Rito, Gabriela Burle, Laura Leal, Manoel Vieira e Marcos Meiado, por todas as coisas que construímos juntos, pelos momentos criativos e pelos momentos de atritos também. Gerir o LIPA é, de fato, tarefa pra muita gente!

Agradeço às amigas desbravadoras do sertão Kátia, Gabi e Laura nesse campo quase infinito e tão cansativo. À Fernanda, agradeço pelas ajudas na coleta e identificação das formigas. À Elaine, pela ajuda com os SIG’s. Agradeço à Kelaine Demétrio pela convivência na estação de Parnamirim.

Agradeço às amigas e amigo do Laboratório de Biologia Floral e Reprodutiva, Sandra Freitas, Kelaine Demétrio, Laís Borges e Joel Queiroz pelas ajudas com as síndromes de polinização e dispersão das plantas. E agradeço ao colega Alan Andersen pela ajuda com a classificação funcional das formigas a tantos outros conselhos.

Agradeço ao amigo, Dr. Rainer Wirth pela acolhida em Kaiserslautern – Alemanha, e pelos ensinamentos que sempre proporciona.

Agradeço aos amigos Báulio Santos e Victor Arroyo Rodrigues por sempre me estimularem e ajudarem nos momentos difíceis.

Agradeço aos colegas do PPGBV, em especial aos que se propuseram a ser representantes discentes no colegiado!

Agradeço, fortemente, à Universidade Federal Rural de Pernambuco por nos ceder espaço na Estação de Agricultura Irrigada de Parnamirim (EAIP), essencial nas nossas extenuantes campanhas no campo. Na EAIP, agradeço ao “seu” Eurico, “seu” Flávio, “seu” Tica, “seu” Ivo, “seu” Argemiro, “seu” Corró e dona Lica, que sempre nos recebem tão bem!!!

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa de Pernambuco – FACEPE, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pelos auxílios e bolsas concedidos.

Agradeço ao prof. Yves Quinet por me ceder espaço em seu laboratório na Universidade Estadual do Ceará – UECE para terminar de separar as morfoespécies de formigas.

Agradeço ao Centro de Pesquisas Ambientais pelo apoio logístico prestado.

Gostaria de começar esta segunda parte dos agradecimentos falando de Danielle “Dark” Gomes, companheira querida de mestrado e de tempos de Alemanha, que se tornou uma grande amiga e vem sendo figurinha constante nas horas boas e ruins. Sua risada de trovão inconfundível sempre trás consigo as risadas de quem a escuta. É perfeita! Seja feliz!!!

Agradeço também ao companheiro de sempre George “Zangief” Tabatinga. Convivemos por seis anos república “Albergue dos Cafuços” nem sempre em perfeita harmonia, mas sempre conseguimos nos ajudar e superar as divergências. Além disso,

sempre compartilhamos o gosto comum pelas pedaladas noturnas, as corridas na federal, músicas e uma cachacinha, que ninguém é de ferro!!!

Agradeço grandemente à Manoela Frota. Grande e querida amiga que sabe tanto sobre mim e me ajuda sempre! Agente tem uma sintonia muito afinadinha, e se completa em diversas coisas, tanto práticas quanto filosóficas.

Agradeço ao Manoel Vieira e Edgar, amigos da faculdade e do “racha” de segunda-feira, onde descontamos os estresses da semana, primeiro, nas canelas dos adversários, depois, na bola. Quem quiser ir assistir, é diversão garantida!!!

Agradeço à amiga Deborah, companhia querida de “bike” táxi e de tantas conversas, açáís no Karpa e idas a Olinda!

Muito obrigado, também, aos grandes amigos do Baquenambuco, que agora é Tambores Dumundo, mas que não acostumo a chamar assim. Bel, Miranda, Niele, Alexandre, Eduardo, Tio Dudu, Rejane, Tia Cláudia, Talita, Cesinha, Diogo, Sandrinha e tantos outros e outras com quem há seis anos toco tambor nas ruas do Recife e Olinda. É sempre muito bom tocar com vocês!

À amiga Danise, que me apresentou ao Baquenambuco, agradeço também os ensinamentos de onde ficam os côcos, mercados e afoxés dessas duas cidades malucas!

Agradeço ao meu pai, José Augusto, mãe, Delfina Ferreira, irmãs, Isaura e Tássia, e toda a minha família, que estão sempre comigo. Ficamos bem juntos e sempre estaremos bem juntos!

Eu sei que são muitas pessoas, e que nessa organização mínima, esqueci “alguéns”, então, ao invés de agradecer, aqui peço desculpas. Desculpo-me, também, pelas vezes em que fui grosseiro ou que chateei alguém. Essas coisas são inevitáveis às vezes. Gostaria de finalizar dizendo que seguir estudando em um programa de pós-graduação não devia ser uma espécie de tábua de salvação, mas sim uma consequência

natural, algo para o qual se tem motivação em fazer e curiosidade a satisfazer. Não é um trabalho fácil e não é glamouroso, a menos que sejas uma dessas estrelas científicas. É como se a maior parte do tempo agente passasse colocando e mexendo em números no computador até que conseguimos desenhar interpretações interessantes desses números e as comunicamos. É onde o trabalho se torna gratificante e importante. Boa sorte e perseverem!

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	6
ÍNDICE.....	11
LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 1.....	13
LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 2.....	14
LISTA DE FIGURAS – CAPÍTULO 1.....	15
LISTA DE FIGURAS – CAPÍTULO 2.....	16
RESUMO.....	17
ABSTRACT.....	19
APRESENTAÇÃO.....	21
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	23
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	26
ORIGEM, MONTAGEM E MANUTENÇÃO DAS COMUNIDADES ECOLÓGICAS	26
PERTURBAÇÕES AMBIENTAIS E ESTRUTURA DAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS	28
FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS – A CAATINGA	32
OS BIOINDICADORES: CONCEITO, UTILIDADE E PERSPECTIVAS.....	36
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	39
CAPÍTULO 1: EFEITO DAS PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A COMUNIDADE DE PLANTAS DA CAATINGA.....	52
RESUMO.....	53
INTRODUÇÃO.....	54
MATERIAL E MÉTODOS.....	56
ÁREA DE ESTUDO.....	56
CARACTERIZAÇÃO DAS PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS	57
LEVANTAMENTO FLORÍSTICO	59
ANÁLISES ESTATÍSTICAS	61
RESULTADOS.....	62
DESCRITORES DAS ATIVIDADES HUMANAS	62
RIQUEZA DE ESPÉCIES DE PLANTAS.....	63
COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA	63
COMPOSIÇÃO FUNCIONAL	64
DISCUSSÃO.....	65
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	69
LEGENDAS DAS FIGURAS.....	79
CAPÍTULO 2: EFEITOS DAS PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS DA CAATINGA.....	86
RESUMO.....	87
INTRODUÇÃO.....	89
MATERIAL E MÉTODOS.....	92
ÁREA DE ESTUDO.....	92
CARACTERIZAÇÃO DAS PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS	93

LEVANTAMENTO DA MIRMECOFAUNA	94
CLASSIFICAÇÃO DAS FORMIGAS EM GRUPOS FUNCIONAIS	94
ANÁLISES ESTATÍSTICAS	96
RESULTADOS.....	98
RIQUEZA DE ESPÉCIES DE FORMIGAS	98
COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA	99
COMPOSIÇÃO FUNCIONAL	99
COMPARAÇÃO ENTRE AS RESPOSTAS DAS COMUNIDADES DE PLANTAS E FORMIGAS	100
DISCUSSÃO.....	100
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106
LEGENDAS DAS FIGURAS	117
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	124
PREÂMBULO.....	124
RESUMO DOS RESULTADOS	125
IMPLICAÇÕES	126
PERSPECTIVAS.....	126
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	128
APÊNDICES	131
APÊNDICE 1: LISTA DE ESPÉCIES DE PLANTAS LENHOSAS EM 26 COMUNIDADES DE CAATINGA NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, BRASIL, E SUAS CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS: SÍNDROME DE POLINIZAÇÃO, SÍNDROME DE DISPERSÃO, HÁBITO, CLASSE DE DENSIDADE DA MADEIRA E SOLO ONDE OCORREM.....	132
APÊNDICE 2: LISTA DE ESPÉCIES DE FORMIGAS EM 25 COMUNIDADES DE CAATINGA NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, BRASIL, SEPARADAS POR GRUPO FUNCIONAL E TIPO DE SOLO ONDE OCORREM.....	135
APÊNDICE 3: NORMAS PARA PUBLICAÇÃO NO PERIÓDICO <i>CONSERVATION BIOLOGY</i>	137

LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 1

TABELA 1: RESUMO DOS DESCRITORES DE PERTURBAÇÃO DAS 26 PARCELAS ONDE AS COMUNIDADES DE PLANTAS LENHOSAS DE CAATINGA FORAM LEVANTADAS NOS ANOS DE 2010 E 2011 NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, PE, BRASIL.75

TABELA 2: MELHOR MODELO SEGUNDO O CRITÉRIO WAICC PARA DESCREVER A RIQUEZA DE PLANTAS LENHOSAS NA CAATINGA NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, PE, BRASIL.76

TABELA 3: EFEITO DO TIPO DE SOLO E DOS DESCRITORES DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DE COMUNIDADES DE PLANTAS LENHOSAS DA CAATINGA (N = 26) AMOSTRADA EM PARNAMIRIM, PE, BRASIL.....77

LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 2

TABELA 1: MODELOS QUE CUMPRIRAM OS REQUISITOS ($\Delta AICC < 2$) PARA ANÁLISE DO EFEITO DOS DESCRITORES DE PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA SOBRE A RIQUEZA DE COMUNIDADES DE FORMIGAS EM ECOSISTEMAS DE CAATINGA NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, PE, BRASIL. **114**

TABELA 2: EFEITO DO TIPO DE SOLO E DAS PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DE COMUNIDADES DE FORMIGAS DA CAATINGA (N = 25) EM PARNAMIRIM, PE, BRASIL. **115**

TABELA 3: EFEITO DO TIPO DE SOLO E DAS PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A COMPOSIÇÃO DE GRUPOS FUNCIONAIS DE ESPÉCIES DE FORMIGAS DA CAATINGA (N = 25) EM PARNAMIRIM, PE, BRASIL. **116**

LISTA DE FIGURAS – CAPÍTULO 1

FIGURA 1: MAPA EXIBINDO AS 26 PARCELAS ONDE FORAM AMOSTRADAS AS COMUNIDADES DE PLANTAS LENHOSAS DA CAATINGA E AS RESIDÊNCIAS ONDE FORAM REALIZADAS AS ENTREVISTAS PARA OBTENÇÃO DO NÚMERO DE PESSOAS E TAMANHO DOS REBANHOS BOVINO E CAPRINO EM DOIS TIPOS DE SOLO NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, PE, BRASIL.	81
FIGURA 2: RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE PLANTAS LENHOSAS E OS DESCRITORES DE PERTURBAÇÃO DE 26 ÁREAS DE CAATINGA NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, PE, BRASIL.	82
FIGURA 3: EFEITO DO SOLO E DOS DESCRITORES DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DE PLANTAS LENHOSAS EM 26 ÁREAS DE CAATINGA NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, PE, BRASIL.	83
FIGURA 4: DISTRIBUIÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DE HISTÓRIA DE VIDA DAS ESPÉCIES DE PLANTAS AMOSTRADAS EM 26 ÁREAS DE CAATINGA NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, PE, BRASIL.	84
FIGURA 5: EFEITO DO SOLO E DOS DESCRITORES DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A COMPOSIÇÃO DE CARACTERÍSTICAS DE HISTÓRIA DE VIDA DAS ESPÉCIES DE PLANTAS LENHOSAS AMOSTRADAS EM 26 ÁREAS DE CAATINGA NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, PE, BRASIL.	85

LISTA DE FIGURAS – CAPÍTULO 2

FIGURA 1: MAPA EXIBINDO AS 25 PARCELAS ONDE FORAM AMOSTRADAS AS COMUNIDADES DE FORMIGAS DA CAATINGA E AS RESIDÊNCIAS ONDE FORAM REALIZADAS AS ENTREVISTAS PARA OBTENÇÃO DO NÚMERO DE PESSOAS E TAMANHO DOS REBANHOS BOVINO E CAPRINO EM DOIS TIPOS DE SOLO NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, PE, BRASIL.	119
FIGURA 2: EFEITO DO SOLO E DOS DESCRITORES DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS DA CAATINGA AMOSTRADAS EM PARNAMIRIM, PE, BRASIL.	120
FIGURA 3: DISTRIBUIÇÃO DA MÉDIA DA ABUNDÂNCIA (NÚMERO DE OCORRÊNCIAS EM SEIS ARMADILHAS <i>PITFALL</i>) DOS GRUPOS FUNCIONAIS DE ESPÉCIES DE FORMIGAS DA CAATINGA AMOSTRADAS NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, PE, BRASIL.	121
FIGURA 4: EFEITO DO SOLO E DOS DESCRITORES DE PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A COMPOSIÇÃO DE GRUPOS FUNCIONAIS DE ESPÉCIES DE FORMIGAS EM COMUNIDADES DE CAATINGA EM PARNAMIRIM, BRASIL.	122
FIGURA 5: COMPARAÇÃO ENTRE AS RESPOSTAS DAS COMUNIDADES DE PLANTAS E FORMIGAS À PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA NO MUNICÍPIO DE PARNAMIRIM, PE, BRASIL.	123

RESUMO

As perturbações antrópicas são, atualmente, as maiores responsáveis pela crise de extinção de espécies. A perda de habitat, poluição e as consequências decorrentes desses processos modificam as condições ambientais em nível global, ameaçando até mesmo os organismos em partes dos ecossistemas ainda não diretamente perturbadas. Os diferentes grupos de organismos respondem de maneira diferente a essas perturbações ambientais, o que propicia a identificação de espécies indicadoras de perturbação. Alguns grupos, como formigas e árvores, são, em conjunto, considerados como bons indicadores da diversidade de diversos outros grupos de organismos tanto em ecossistemas de Caatinga quanto em ecossistemas de Floresta Atlântica. Entretanto, não se conhecem ainda detalhes da resposta desses dois grupos de organismos às perturbações antrópicas, especialmente em ambientes de Caatinga. Assim, o objetivo deste trabalho foi testar a hipótese de que ecossistemas de Caatinga sob níveis de perturbação mais alto retém menos diversidade de plantas e formigas. Nossas expectativas são que, conforme aumenta o nível de perturbação antrópica: (1) diminui a riqueza de espécies de plantas e formigas; (2) ocorrem modificações na composição de espécies de plantas e formigas; (3) ocorrem modificações na composição funcional de plantas e formigas; (4) como as plantas são alvos diretos da perturbação, seus efeitos sobre a comunidade vegetal são mais intensos que sobre a comunidade de plantas. Este trabalho foi desenvolvido em 26 áreas de Caatinga no município de Parnamirim, Pernambuco. Foram medidos diversos descritores de perturbação antrópica ligados à distância aos núcleos de atividade humanas (sede do município, assentamentos humanos rurais e estradas), tamanho da população humana residente na área de estudo e tamanho dos rebanhos bovino e caprino (pastejo). Houve um decréscimo na riqueza de espécies de plantas conforme aumentou o nível de perturbação antrópica, mas não foi

evidenciada mudança na riqueza de espécies de formigas. As perturbações antrópicas modificaram a composição de espécies e funcional tanto das comunidades plantas quanto das de formigas, entretanto, enquanto que as comunidades de plantas foram afetadas por mais de um descritor de perturbação (pastejo, para composição taxonômica e funcional, distância para a sede do município, composição de espécies, e distância para assentamentos humanos, composição funcional), a composição de espécies de formiga foi afetada apenas pelo número de pessoas residentes na área de estudo, e a composição funcional da comunidade de formigas não foi afetada pelas perturbações antrópicas. Esses resultados sugerem que particularidades na resposta de plantas e formigas à perturbação, sendo que as plantas são mais sobejamente afetadas, e que, de modo geral, áreas mais perturbadas retém menor biodiversidade. Além disso, o efeito dos diferentes descritores de perturbação sugerem que variáveis como distância para as cidades e tamanho dos rebanhos bovino e caprino são importantes nos padrões de composição de espécies e funcional e devem ser levadas em consideração no manejo de áreas degradadas e na definição de áreas prioritárias para a conservação.

Palavras-chave: Florestas tropicais sazonalmente secas, plantas, formigas, perturbações antrópicas, Caatinga, grupos funcionais, diversidade funcional.

ABSTRACT

Anthropogenic disturbances are the main driver of species loss. Habitat loss, pollution and their consequences modifies the environmental conditions world wide, threatening even sites not directly affected by the anthropogenic disturbances. The diversity patterns of some species are strictly correlated to the diversity patterns of others, working as surrogates for the general biodiversity description. Besides that, different species groups show different responses to the environmental disturbances and it allows the identification of disturbance indicator species. For instance, trees and ants jointly are considered good surrogates for the diversity of invertebrates and vertebrates in both Caatinga and Atlantic Forest ecosystems. However, details of their response to anthropogenic disturbances are no well known. Then, the objective of this thesis was to test the hypothesis that highly disturbed Caatinga ecosystems retain less biodiversity of trees and ants. Specifically, as environmental disturbance increases, is expected: (1) a reduction in both plant and ant richness; (2) changes in the taxonomic composition of plant and ant communities; (3) changes in the functional composition of plant and ant communities; (4) the effects of anthropogenic disturbances on plant community is stronger than in ant community. This work was developed in the municipality of Parnamirim, Brazil, in 26 areas of Caatinga ecosystem. Were measured disturbance descriptors based on the distance to human activity nuclei (Parnamirim, the nearest farm and the nearest road), human population size and the size of cattle and goat herd (grazing) around the plots. The richness of plant community was negatively affected by the anthropogenic disturbances, but the richness of ant community was not. Anthropogenic disturbances modified both taxonomic and functional composition of the plant and ant communities. While plant community were affected by grazing

(taxonomic and functional composition), distance to Parnamirim (taxonomic composition) and distance to the nearest farm (functional composition), the ant community were affected only by the human population size (taxonomic composition) and by the distance to the nearest farm (functional composition). These results suggest that disturbance affected Caatinga ecosystems retain less biodiversity, and different disturbance sources affect plant and ant communities in different ways. Besides, plant community exhibits more intensive responses to disturbance than do ant communities. Finally, the effect of the disturbance descriptors denotes that variables as distance to human activity nuclei and herd size influence the taxonomic and functional composition of the communities surveyed and must be taken into consideration in degraded areas management and in the conservation unities planning.

Key words: Tropical dry forests, plant, ants, anthropogenic disturbances, Caatinga, functional groups, Functional diversity

APRESENTAÇÃO

O aumento das perturbações ambientais ligadas às atividades humanas é preocupante, pois repercute de maneira negativa na manutenção da biodiversidade e provimento de serviços ambientais (Rambaldi & Oliveira 2003) e modificam a regulação do clima em nível global (Lawrence & Chase 2010; Snyder 2010). De maneira geral, espera-se um declínio do número de espécies (Laurance *et al.* 2011), a perda local e não aleatória de diversidade biológica, funcional e filogenética (Girão *et al.* 2007; Santos *et al.* 2010; Silva & Tabarelli 2000) e homogeneização biótica das comunidades de organismos em nível regional (Lobo *et al.* 2011).

Dadas as dificuldades da realização de inventários de biodiversidade nos ambientes tropicais, é importante a utilização de espécies indicadoras do estado de conservação das florestas, bem como indicadoras da diversidade de outros grupos de organismos, a fim de selecionar áreas para o estabelecimento de unidades de conservação, monitorar áreas em regeneração e facilitar o planejamento das ações prioritárias para a conservação ambiental (Andersen & Majer 2004; Leal *et al.* 2010; McGeoch 1998). Dentre os grupos de organismos que tem demonstrado eficiência como bioindicadores estão as plantas e as formigas, que, juntos, conseguem prever com precisão o número de espécies de plantas (vasculares e avasculares), vertebrados (mamíferos e aves) e artrópodes (aranhas e besouros) tanto em ecossistemas de Mata Atlântica quanto em ecossistemas de Caatinga (Leal *et al.* 2010).

A resposta das comunidades de plantas e formigas às perturbações em florestas úmidas (e.g. aos efeitos da fragmentação nas florestas Atlântica e Amazônica) já são relativamente bem conhecidas (veja, por exemplo, Laurance *et al.* 2006 e Santos *et al.* 2008 para plantas na Amazônia e Floresta Atlântica, e Vasconcelos & Bruna 2012 e

Leal *et al.* 2012 para formigas também nas duas florestas). Contudo, pouco se sabe sobre como plantas e formigas respondem às perturbações em florestas secas. Desta forma, é necessário conhecer mais acuradamente a resposta das comunidades de plantas e formigas à perturbação, especialmente nos ecossistemas de Caatinga, que estão submetidos a um regime de perturbação crônico (*sensu* Singh 1998) que provoca uma lenta e gradual erosão da biodiversidade. Esse tipo de regime de perturbação é caracterizado por ser de intensidade relativamente baixa, mas apresenta alta recorrência e grande persistência ao longo do tempo, podendo apresentar grandes efeitos em longo prazo sobre a biota da Caatinga. Além disso, a exploração da vegetação para produção de lenha e construção civil, aliada à caça, pode provocar “ondas sequenciais” de degradação ambiental (*sensu* Ahrends *et al.* 2010) que se estendem a partir dos centros urbanos onde esses recursos são consumidos.

A despeito da importância ecológica, econômica e social da Caatinga, pouco se conhece sobre sua biodiversidade e como se comportam suas comunidades com respeito aos diversos gradientes ambientais (Rambaldi & Oliveira 2003), especialmente gradientes de perturbação antrópica. A produção desse conhecimento é de grande importância para a conservação desses ecossistemas, pois estudos de modelagem considerando diferentes cenários de mudanças climáticas preveem que a distribuição geográfica dos organismos deve mudar com o aumento da temperatura e redução da pluviosidade, levando, presumivelmente, à extinção de espécies que não toleram essas novas condições ambientais (Oliveira *et al.* 2012).

Desta forma, o objetivo desse trabalho foi investigar o efeito que as perturbações decorrentes das atividades humanas têm sobre as comunidades de plantas e formigas da Caatinga. Especificamente, investigamos a estrutura das comunidades de plantas (Capítulo 1) e de formigas (Capítulo 2) em termos de riqueza e composição de espécies,

bem como a resposta de características de história de vida dos organismos aos gradientes de perturbação antrópica na Caatinga. Por fim, investigamos se a comunidade de plantas, por ser diretamente utilizada pelos humanos, tem respostas mais intensas às perturbações que a comunidades de formigas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahrends, A., N. D. Burgess, S. A. H. Milledge, M. T. Bulling, B. Fisher, J. C. R. Smart, G. P. Clarke, B. E. Mhoru, and S. L. Lewis. 2010. Predictable waves of sequential forest degradation and biodiversity loss spreading from an African city. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **107**:14556-14561.
- Andersen, A. N., and J. D. Majer. 2004. Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**:291-298.
- Girão, L. C., A. v. Lopes, M. Tabarelli, and E. M. Bruna. 2007. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented atlantic forest landscape. Page e908. *PLoS ONE*.
- Laurance, W. F., J. L. C. Camargo, R. C. C. Luizao, S. G. Laurance, S. L. Pimm, E. M. Bruna, P. C. Stouffer, G. B. Williamson, J. Benitez-Malvido, H. L. Vasconcelos, K. S. Van Houtan, C. E. Zartman, S. A. Boyle, R. K. Didham, A. Andrade, and T. E. Lovejoy. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation* **144**:56-67.

- Laurance, W. F., H. E. M. Nascimento, S. G. Laurance, A. C. Andrade, P. M. Fearnside, J. E. L. Ribeiro, and R. L. Capretz. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* **87**:469-482.
- Lawrence, P. J., and T. N. Chase. 2010. Investigating the climate impacts of global land cover change in the community climate system model. *International Journal of Climatology* **30**:2066-2087.
- Leal, I., A. Bieber, M. Tabarelli, and A. N. Andersen. 2010. Biodiversity surrogacy: indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. *Biodiversity and Conservation* **19**:3347-3360.
- Leal, I. R., B. K. C. Filgueiras, J. P. Gomes, L. Iannuzzi, and A. N. Andersen. 2012. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation* **21**:1687-1701.
- Lobo, D., T. Leao, F. P. L. Melo, A. M. M. Santos, and M. Tabarelli. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions* **17**:287-296.
- McGeoch, M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* **73**:181-201.
- Oliveira, G., M. B. Araújo, T. F. Rangel, D. Alagador, and J. A. F. Diniz-Filho. 2012. Conserving the Brazilian semiarid (Caatinga) biome under climate change. *Biodiversity Conservation* **21**:2913-2926

- Rambaldi, D. M., and D. A. S. Oliveira, editors. 2003. Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. MMA - Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Santos, B. A., V. Arroyo-Rodríguez, C. E. Moreno, and M. Tabarelli. 2010. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic forest. *PLoS ONE* **5**:e12625.
- Santos, B. A., C. Peres, M. A. Oliveira, A. Grillo, C. P. Alves-Costa, and M. Tabarelli. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* **141**:249-260.
- Silva, J. M. C., and M. Tabarelli. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* **404**:72-74.
- Singh, S. P. 1998. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation* **25**:1-2.
- Snyder, P. K. 2010. The Influence of Tropical Deforestation on the Northern Hemisphere Climate by Atmospheric Teleconnections. *Earth Interactions* **14**.
- Vasconcelos, H. L., and E. M. Bruna. 2012. Arthropod responses to the experimental isolation of Amazonian forest fragments. *Zoologia (Curitiba)* **29**:515-530.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Origem, montagem e manutenção das comunidades ecológicas

As comunidades são consideradas como unidades locais íntegras e discretas, que resultam de processos evolutivos que permitiram e reforçam as interações entre as espécies (Clements 1916). Entretanto, o uso de técnicas moleculares e filogenéticas tem estimulado ecólogos a observarem as comunidades considerando sua história geográfica e, portanto, considerando aspectos ambientais em nível regional, como migrações e taxas de especiação e extinção regionais (Ricklefs 2008).

Essa visão mais ampla da origem das comunidades ecológicas admite que as comunidades são produto da interação de fatores em escalas continental, regional e local, que determinam quantas e quais espécies podem ocorrer em um dado local (Kelt *et al.* 1995). De um modo geral, processos evolutivos (taxa de especiação e extinção) e biogeográficos (migrações) que atuam em escala continental delimitam o conjunto total de espécies que pode formar uma comunidade local. Deste conjunto total de espécies, são eliminadas as espécies que não toleram as condições ambientais de um determinado local (restrições ambientais) e as que não possuem a habilidade dispersiva requerida para atingir este local (restrições de dispersão). Em escala local, as interações entre as espécies (tanto antagônicas quanto mutualísticas) influenciam as associações de espécies (e, portanto, as espécies) que podem ocorrer ou que são excluídas das comunidades locais (Belyea & Lancaster 1999; Kelt *et al.* 1995; Ricklefs 2008).

Apesar dos muitos trabalhos desenvolvidos considerando a Teoria da Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson 1967), os efeitos dos processos em escala continental sobre a estrutura das comunidades locais permanecem pouco explorados,

como ressaltou Agrawal *et al.* (2007), reconhecendo algumas implicações dos contextos espacial e histórico sobre as comunidades locais. Os fatores que operam em escalas regional e local, por outro lado, tem recebido mais atenção, e já foi desenvolvido um arcabouço teórico que permite prever padrões de montagem das comunidades locais conforme as forças mais importantes sejam ligadas às interações competitivas ou à ocorrência de condições ambientais restritivas (Belyea & Lancaster 1999). De acordo com esses autores, se as interações competitivas forem o principal fator estruturando a comunidade, então se espera que a diversidade de espécies, funcional e filogenética sejam maiores do que o que ocorreria ao acaso, uma vez que a diversificação permitiria a ocupação de nichos diferentes e, conseqüentemente, redução da competição interespecífica (Belyea & Lancaster 1999; Kraft *et al.* 2007). Por outro lado, caso as condições ambientais sejam restritivas (filtro ambiental sensu Singh 1998) de modo que apenas as espécies que detém determinadas características são capazes de tolerar o filtro ambiental, então se espera que as comunidades sejam menos diversas do que o esperado ao acaso.

Adicionalmente, essas forças estruturadoras das comunidades podem ser moduladas por alguns fatores, especialmente pelas perturbações antrópicas. As perturbações podem alterar a hierarquia de competição entre as espécies, extinguir espécies localmente ou mesmo introduzir novas espécies na comunidade, alterando os padrões de coocorrência entre espécies (Ulrich *et al.* 2012). Por exemplo, LeBrun *et al.* (2012) relataram que espécies nativas de *Solenopsis* (Formicidae) são competitivamente excluídas pela invasora *Solenopsis invicta* em ambientes úmidos e perturbados na América do Norte; entretanto, a convivência entre as espécies nativas e invasora é possível em ambientes secos e perturbados. Isto indica que intensidade de competição entre as espécies varia em diferentes gradientes ambientais.

Além disso, as perturbações podem modular a intensidade dos filtros ambientais a que as espécies estão submetidas, ou mesmo criar novos filtros, interferindo na sobrevivência e recrutamento das espécies, o que pode, ao longo do tempo, restringir o número de espécies que podem ocorrer em determinada comunidade (Santos *et al.* 2010; Santos *et al.* 2008). Choat *et al.* (2012) demonstraram que 70% de 226 espécies de plantas em 81 localidades ao redor do mundo operam muito próximo ao limite de segurança hidráulica, e que um pequeno aumento na pressão de sucção de água exercida pelas plantas pode ultrapassar esse limite, causando mortalidade dos indivíduos por embolia. Os autores argumentam que, com o aumento da temperatura e a redução da umidade, previstos devido às mudanças globais (Zhang *et al.* 2007), a pressão de sucção de água das plantas deve aumentar. Assim, o aumento na intensidade de filtros ambientais (temperatura e umidade) devido a perturbações antrópicas poderia ameaçar a maioria das espécies de plantas nas florestas. Desta forma, entender a origem e manutenção das comunidades é importante, uma vez que permite antever mudanças no padrão de estruturação das comunidades devidas às perturbações resultantes das atividades humanas.

Perturbações ambientais e estrutura das comunidades biológicas

Historicamente, os esforços para a conservação ambiental concentraram-se na proteção dos ecossistemas contra danos físicos, como por exemplo, proteção contra extração de madeira e supressão dos incêndios naturais (Hobbs & Huenneke 1992). Essas medidas, entretanto, não foram eficazes, uma vez que as comunidades naturais se mostraram dependentes de perturbações naturais para a manutenção de alguns processos biológicos, como por exemplo, a quebra de dormência de sementes pelo fogo e, conseqüentemente, para a manutenção da biodiversidade (Pickett & White 1985). Com

isso, os ecólogos reconheceram a importância das perturbações naturais para a manutenção das comunidades biológicas e atualmente se aceita que as espécies (e as comunidades) estão adaptadas à ocorrência de perturbações naturais, e que essas perturbações são fatores chave na seleção de quais espécies ocorrem em determinada comunidade e na evolução da história de vida dos organismos (Hobbs & Huenneke 1992).

As perturbações são, segundo Pickett e White (1985), “qualquer evento relativamente discreto no tempo que modifica a estrutura das populações, comunidades e dos ecossistemas, altera a disponibilidade de substrato e modifica as condições físicas do ambiente”. Essas modificações podem ser evidenciadas através de mudanças nas taxas de crescimento e mortalidade de populações (Martorell & Peters 2005; Meyer *et al.* 2009), redução na riqueza e diversidade de espécies das comunidades (Laurance *et al.* 2011) e alterações no fluxo de energia e redução na biomassa dos ecossistemas (Urquiza-Haas *et al.* 2007). As perturbações, entretanto, podem ser naturais, como a formação de clareiras nas florestas, ou antrópicas, que decorrem das atividades humanas. Os padrões ecológicos e os processos que os geram são, em um primeiro momento, similares entre os dois tipos de perturbação, entretanto, enquanto as perturbações naturais tendem a ter efeitos positivos para a manutenção dos processos ecológicos dos ecossistemas, as perturbações de origem antrópica são o principal fator na perda de biodiversidade e descaracterização dos ecossistemas naturais na atualidade (World Resources Institute *et al.* 1992).

Essa diferenciação nos efeitos entre os dois tipos de perturbação decorre do fato de as perturbações naturais tenderem a apresentar uma menor intensidade e frequência e ocorrerem de maneira mais aleatória no espaço do que as perturbações antrópicas (Pickett & White 1985). De maneira geral, espera-se que, para uma dada comunidade,

ocorra um pico de diversidade em níveis intermediários de frequência e intensidade de perturbação (Hipótese da Perturbação Intermediária, Connell 1978, mas veja Fox 2013 e Sheil & Burslem 2013). A explicação para isso é que, sob regimes de perturbação muito baixa (baixa frequência e/ou intensidade), os sistemas aproximam-se do equilíbrio (clímax da sucessão ecológica) e a exclusão competitiva reduz a diversidade em relação a estádios sucessionais pré-climáticos. Por outro lado, sob regimes de perturbação muito intensos em termos de frequência e/ou intensidade, poucas espécies podem persistir ou colonizar os locais perturbados repetitivamente após cada perturbação, o que mantém os ecossistemas em estádios iniciais da sucessão, portanto, com baixa diversidade. Quando as perturbações são de frequência e intensidade moderadas, há coexistência de espécies de diferentes estágios sucessionais e, assim, um pico de diversidade deve ocorrer (Connell 1978). Dessa forma, as comunidades que enfrentam apenas as perturbações naturais estariam mais próximas de um regime intermediário de perturbação, enquanto que as comunidades que enfrentam também as perturbações antrópicas estariam mais próximas de um regime de perturbação intenso e/ou muito frequente.

As perturbações antrópicas impõem diversas modificações ao ambiente físico e essas modificações podem ser persistentes ao longo do tempo (Laurance *et al.* 2011). Essas modificações dependem do tipo de perturbação enfrentado pelo ecossistema, e, de maneira geral, espera-se que mudanças na estrutura da vegetação sejam acompanhadas por mudanças em variáveis microclimáticas (temperatura e umidade do ar e do solo; Laurance *et al.* 2011), na luminosidade (Kapos 1989) e no regime de ventos (Laurance & Curran 2008). Essas modificações podem atuar como filtros ambientais *sensu* Pavoine *et al.* (2011), limitando a ocorrência de algumas espécies ou grupos de espécies mais susceptíveis (i.e. espécies de plantas emergentes e com síndrome de polinização e dispersão por vertebrados, Santos *et al.* 2008; i.e. espécies de cupins, especialmente

comedores de madeira, Vasconcellos *et al.* 2010) e favorecendo a ocorrência de espécies ou grupos de espécies adaptadas às perturbações (i.e. formigas cortadeiras da tribo Attini), Dohm *et al.* 2011; i.e. espécies de plantas pioneiras, Sizer & Tanner 1999).

Dado que é provável que apenas um subgrupo das espécies originalmente presentes em um ecossistema deve suportar as novas condições ambientais, a persistência das perturbações culmina em modificações no número e composição de espécies das comunidades, originando biotas mais homogêneas em termos taxonômicos e funcionais (Lobo *et al.* 2011). Essas mudanças em nível de comunidade podem ter reflexos diretos em outras características da biota, interferindo inclusive nas redes de interações entre as espécies. Por exemplo, as extinções locais provocadas pelas perturbações podem fazer com que algumas espécies percam seus parceiros de interações mutualísticas (i.e. plantas perdem seus dispersores de sementes), ou podem fazer com que sejam substituídos por parceiros menos eficientes no provimento deste serviço (i.e. interrupção no mutualismo de dispersão de sementes, Meehan *et al.* 2002; i.e. impactos nos mutualismos planta-polinizador, Stout & Morales 2009). Além disso, modificações nas condições ambientais podem alterar o balanço custo/benefício da interação e transformar uma interação mutualística em antagônica (Eaton *et al.* 2011).

Adicionalmente, as alterações nas condições ambientais, bem como a perda de espécies que se segue às perturbações, podem alterar a hierarquia de competição entre as espécies, fazendo com que algumas espécies afeitas às perturbações dominem a comunidade em termos de abundância. Por exemplo, Arnan *et al.* (2011) encontraram que grupos de formigas se alternam na posição de dominantes através, principalmente, de duas características: a habilidade para explorar recursos e a tolerância ao calor, e dentro desses grupos dominantes, grupos de espécies com diferentes características podem ser dominantes ao longo de diferentes gradientes ambientais.

De modo similar, considerando espécies de gramíneas, Veblen e Young (2010) encontraram que o pastejo por bovinos pode aumentar a dominância das comunidades por *Pennisetum stramineum* (Poaceae) quando comparada com áreas sujeitas a pastejo por ungulados de médio porte nativos. Adicionalmente, para as plantas, gradientes de nutrientes no solo podem determinar gradientes de recursos limitantes para diferentes espécies. Assim, os requerimentos das espécies em relação a esses recursos limitantes podem determinar quais pares de espécies podem coexistir, quais espécies podem ser excluídas e quais devem se tornar localmente dominantes (Dybzinski & Tilman 2007). Assim, considerando os efeitos diretos e indiretos que as perturbações antrópicas podem ter sobre as comunidades biológicas, é necessário identificar as características dos organismos que são mais afetadas pelas perturbações e as variáveis ambientais responsáveis por esses efeitos a fim de planejar mais acuradamente a recuperação de áreas degradadas bem como prever o futuro dos ecossistemas que enfrentam perturbações.

Florestas Tropicais Sazonalmente Secas – A Caatinga

Segundo Pennington *et al.* (2000), as Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) ocorrem em locais dos neotrópicos em que a precipitação é menor que 1600 mm/ano, com pelo menos 5 meses em que a precipitação é menor que 100 mm. A vegetação é quase que totalmente decídua, e a deciduidade tende a aumentar conforme a precipitação diminui. As FTSS diferenciam-se das Savanas por apresentarem um dossel mais contínuo e não possuírem um extrato herbáceo muito abundante, diverso e tolerante ao fogo, como ocorre nas Savanas (Mooney *et al.* 1995). As FTSS distribuem-se na América Latina desde o México até Argentina, sendo que as duas maiores áreas contínuas de FTSS são o Núcleo das Missões, englobando o Sul do Brasil, Uruguai,

Argentina e Paraguai, e as Caatingas, formações vegetais no nordeste brasileiro (Pennington *et al.* 2009).

Não existe uma explicação consensual para a ocorrência disjunta de formações vegetais abertas e secas na América Latina. A hipótese do arco pleistocênico (Prado 2000), com base na distribuição de *Anadenanthera colubrina* (Fabaceae), defende que essas áreas de FTSS disjuntas são relictos de uma formação vegetal seca que envolveu desde a Caatinga (nordeste brasileiro), às planícies do Chaco (envolvendo partes do Brasil central e Paraguai) e os vales andinos da Bolívia e Peru (Prado & Gibbs 1993). Posteriormente, Pennington *et al.* (2000) aprofundaram a teoria e defendem que as formações secas da América do Sul penetraram na Bacia Amazônica durante os períodos mais frios e secos do pleistoceno (2,5 milhões a 11 mil anos atrás). A evidência científica suportando esta hipótese, entretanto, não é consistente. Caetano e Naciri (2011), por exemplo, com base na distribuição de *Myracrodruon urundeuva* (Allemão)(Anacardiaceae) e *Geoffroea spinosa* Jacq. (Anacardiaceae), encontraram suporte para a hipótese do Arco Pleistocênico, uma vez que essas espécies ocorrem ao longo da região onde se acredita que o referido arco ocorreu. Além disso, a ocorrência disjunta do gênero de abelhas *Caenonomada* suporta a existência de uma conexão entre as diversas formações abertas secas na América do Sul (Zanella 2011). Para essas abelhas, as espécies que ocorrem no cerrado brasileiro e nas planícies do Chaco (*C. labrata* e *C. bruneri*, respectivamente) são filogeneticamente mais próximas do que a espécie que ocorre na Caatinga (*C. unicalcarata*), sugerindo uma separação mais antiga entre a Caatinga e Cerrado + Chaco, e, posteriormente, uma separação entre essas duas últimas formações.

Por outro lado, Linares-Palomino *et al.* (2011) consideram que há poucas espécies que ocorrem ao longo de toda a extensão do Arco Pleistocênico, e defendem uma

origem separada para a biota dessas áreas, com eventos de dispersão a longa distância, o que explicaria a ocorrência das espécies comuns ao longo de toda a América Latina. Além disso, Werneck *et al.* (2011), através de simulações em computador, sugeriram que a Caatinga, áreas do sudeste brasileiro e as Planícies do Chaco foram as únicas áreas no continente que permaneceram como FTSS durante o último máximo glacial do pleistoceno, que teria sido muito frio e seco e só permitira a ocorrência das FTSS nos locais mais favoráveis. Ademais as evidências contraditórias, existe, aparentemente, uma região favorável à ocorrência de formações secas envolvendo o nordeste brasileiro, as planícies do Chaco e os vales andinos na Bolívia e Peru. As ocorrências com menor extensão poderiam variar sua localização ao longo do tempo com maior facilidade, enquanto que núcleos dessas formações secas maiores, como a Caatinga, o Cerrado e as planícies do Chaco permaneceriam mais estáveis e poderiam servir de fontes de propágulos para a manutenção dessas áreas ao longo do tempo.

Apesar do debate em torno da origem das formações florestais secas da América do Sul não ter construído ainda um consenso, alguns padrões ecológicos podem ser definidos para as FTSS. Na Caatinga, por exemplo, predominam espécies das famílias Fabaceae, Euphorbiaceae, Malvaceae e Cactaceae (Ab'Sáber 2003; Prado 2003), com 932 espécies lenhosas e uma taxa de endemismo de 34% (Leal *et al.* 2003), sendo que outras FTSS ao longo do continente apresentam padrão de diversidade similar (Linares-Palomino *et al.* 2011). Além desse padrão de diversidade e endemismo, parece haver outras congruências entre as diversas FTSS na América do Sul, como por exemplo, uma alta frequência de frutos secos, o que aumenta a frequência de síndromes de dispersão primária não zoocóricas (Griz & Machado 2001). Entretanto, as sementes de várias espécies (em diferentes famílias de plantas) apresentam estruturas que atraem os animais (arilo e elaiossomo), o que promove dispersão secundária, principalmente, por

formigas (Christianini & Oliveira 2010; Leal *et al.* 2007). Em relação aos recursos florais, as espécies de plantas da Caatinga (e de outras FTSS) ofertam, principalmente, pólen e néctar, e as síndromes de polinização mais comuns são entomófilas, com uma menor representatividade de síndromes de polinização por vertebrados e pelo vento (Machado & Lopes 2004). Em relação à fauna, é reportada a ocorrência de 148 espécies de mamíferos, 510 de aves, 167 de répteis e anfíbios e 240 espécies de peixes, com taxas de endemismo que vão de 3 a 7% no caso das aves e mamíferos a 57%, no caso dos peixes (Leal *et al.* 2003).

Além dessas congruências em termos de diversidade de espécies e processos ecológicos, as FTSS compartilham características comuns também em sua resposta às perturbações. De um modo geral, a sucessão secundária nas FTSS, embora não tão conhecida quanto a seres sucessionais em florestas tropicais úmidas, é iniciada com arbustos, passando a árvores pequenas, sendo que as classificações em pioneiras (heliófitas) e tolerantes à sombra usadas para as florestas tropicais úmidas não se aplica às espécies das FTSS (Lebrija-Trejos *et al.* 2010). Além disso, as FTSS são consideradas menos diversas e estruturalmente mais simples que as florestas tropicais úmidas (Chazdon 2008; Ewel 1980), o que faria com que as FTSS se recuperassem mais rapidamente de perturbações (i.e. seriam mais resilientes). Entretanto, as informações na literatura não são consistentes. Por exemplo, Lebrija-Trejos *et al.* (2008) encontraram que a fase de dominância por arbustos em FTSS no México durou em torno de 3 anos, após o que *Mimosa acantholoba* (Fabaceae) se tornou dominante, e, em 15 anos, a altura do dossel e densidade de árvores se estabilizaram, ainda que a riqueza e a diversidade de espécies continuassem a aumentar. Neste trabalho, os autores concluem que a resiliência dessas florestas não foi maior que a de florestas úmidas, e que outros fatores além da estrutura da vegetação devem ser considerados ao definir-se resiliência.

As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas são reportadas como sendo sempre muito ameaçadas pelas atividades humanas em todos os países onde ocorrem (para a Caatinga, no Brasil, Leal *et al.* 2005 e Oliveira *et al.* 2012; para o Chaco argentino, Talamo *et al.* 2012 e Bestelmeyer e Wiens 1996; para a floresta Tumbesiana, no Equador, Espinosa *et al.* 2011; e para FTSS no México, Calderon-Aguilera *et al.* 2012 e Lebrija-Trejos *et al.* 2010). As áreas de ocorrência de FTSS são propensas a forte degradação por serem densamente povoadas, com vegetação aberta e forragem natural, o que as tornam propícias às atividades agrícolas, principalmente em áreas próximas aos corpos de água, e de pecuária extensiva nas áreas restantes, resultando em uma forte mudança no uso do solo (Murphy & Lugo 1986; Reid *et al.* 2008). Desta forma, é importante conhecer a dinâmica ecológica que se estabelece após as perturbações nas FTSS, influenciando em sua regeneração.

Os bioindicadores: conceito, utilidade e perspectivas

A medida mais importante para a conservação das espécies é a proteção de seus habitats. Entretanto, é necessário saber quais habitats são mais eficientes na conservação das espécies, e uma das ferramentas que vem sendo utilizada para isso são os bioindicadores. Uma espécie (ou grupo de espécies) pode ser considerada como bioindicadora se cumprir ao menos uma das funções: 1) indicar o estado biótico ou abiótico de uma região - Indicador Ambiental; 2) indicar as mudanças em um ambiente, comunidade ou ecossistema decorrente de perturbações naturais ou antrópicas – Indicador Ecológico; e 3) indicar a diversidade total (ou de um subconjunto taxonômico) de uma dada região – Indicador de Biodiversidade (McGeoch 1998). Ainda segundo McGeoch (1998), alguns critérios são definidos para que uma espécie seja considerada como bioindicadora: 1) diversidade conveniente dentro do grupo; 2)

taxonomia relativamente bem resolvida; 3) facilidade de amostragem; 4) ciclo de vida curto; 5) pouco uso humano. Os três primeiros critérios permitem que seja levantada informação de qualidade de forma rápida, enquanto que os dois últimos ensejam que modificações no habitat devem atuar de forma rápida sobre o número de espécies nos grupos, bem como sobre o tamanho das populações (McGeoch 1998).

Dentre os três tipos de bioindicadores, os indicadores de biodiversidade tem recebido bastante atenção devido ao seu potencial para o fornecimento de dados para o planejamento de ações prioritárias para a conservação ambiental (Brown *et al.* 1997; McGeoch 1998). Entretanto, a efetividade na descrição da diversidade de um grupo de organismos com base na diversidade de outro é ainda objeto de intenso debate (Hess *et al.* 2006; Lawton *et al.* 1998). Assume-se que um bom Indicador de Biodiversidade deve não somente ter sua riqueza de espécies relacionada com a riqueza de outros taxa, mas deve explicar uma quantidade razoável da variação nesses padrões (Larsen *et al.* 2009). Assim, a estratégia mais adequada para se acessar a diversidade de uma região é usar um grupo de espécies de indicadores de biodiversidade (i.e. cesta de bioindicadores sensu Hammond 1994). Por exemplo, em um estudo envolvendo lagartos, plantas e várias espécies de invertebrados, Abensperg-Traun *et al.* (1997) encontraram várias correlações entre diferentes pares de taxa, entretanto, nenhum táxon em particular foi correlacionado com todos os outros. Isso reforça a necessidade da utilização de vários grupos como indicadores de biodiversidade, entretanto, requer que se encontre um número ótimo de grupos indicadores a fim de manter o trabalho factível.

As formigas compõem um grupo de espécies que vem sendo utilizado com sucesso como bioindicador ecológico (Andersen 1995, 1997; Andersen & Hoffmann 2011; Hoffmann & Andersen 2003), e, mais recentemente, as formigas também vêm sendo utilizadas como indicadoras de biodiversidade de outros grupos. Por exemplo,

Leal *et al.* (2010) demonstraram que formigas e árvores conseguem explicar mais de 60% (considerados então bioindicadores razoáveis *sensu* Leal *et al.* 2010) da variação da riqueza total de espécies de briófitas (113), pteridófitas (131), árvores (130), formigas (176), abelhas euglossini (29), aves (162) e mamíferos (27; 768 espécies considerando os sete grupos) provenientes de 12 locais da Floresta Atlântica brasileira; e de árvores (41), formigas (49), aranhas (28) e besouros (66; 184 espécies considerando os quatro grupos) de 25 localidades nas Florestas Tropicais Sazonalmente Secas do Nordeste do Brasil.

Nas florestas tropicais úmidas, o papel das plantas como bioindicadores ecológicos está bem definido. Nesses ecossistemas, as espécies intolerantes ao sombreamento e de crescimento rápido consistem no grupo que se beneficia das perturbações antrópicas (Laurance *et al.* 2006), sendo indicadoras clássicas desses ambientes. No outro extremo do gradiente, as espécies tolerantes à sombra, com crescimento lento e capazes de ocupar o estrato emergente da floresta fazem parte do grupo que é rapidamente eliminado de florestas perturbadas (Laurance *et al.* 2006), sendo indicadoras clássicas de florestas maduras e bem conservadas. Por exemplo, Oliveira *et al.* (2008) encontraram que na Floresta Atlântica, nas áreas mais perturbadas (intensos efeitos de borda) até 80% das espécies eram intolerantes ao sombreamento, com destaque para *Byrsonima sericea* DC (Malpighiaceae) e *Thyrsodium spruceanum* Benth. (Anacardiaceae), sendo que espécies que ocupam o estrato emergente foram praticamente ausentes. Nas áreas nucleares mais conservadas, 60% das espécies foram tolerantes à sombra, destacando-se *Eschweilera ovata* (Clements) Myers (Lecythidaceae) e *Helicostylis tomentosa* (Poepp. & Endl.) Rusby (Moraceae). Além disso, cerca de 30% das espécies ocupavam o estrato emergente.

Considerando a fauna de formigas, muitos autores concordam que a diversidade de microhabitats e a estrutura da vegetação são os principais promotores de diversidade biológica (Hölldobler & Wilson 1990; Leal 2003), de modo que ambientes mais simples devem suportar comunidades mais simples. Assim, espécies de formigas com associações muito estreitas com determinadas espécies de plantas (e.g. plantas com domáceas ou com nectários extra-florais) tendem a ser perdidas conforme as espécies de plantas que as hospedam são também perdidas. Além disso, alguns grupos de formigas, como as formigas de correição (Laurance *et al.* 2011), que necessitam grandes áreas de forrageamento, e grupos mais especializados, como as predadoras especialistas, e as espécies crípticas (*sensu* Andersen 1995), que dependem da estrutura da serapilheira, são afetadas negativamente pelas perturbações antrópicas em florestas tropicais úmidas. Adicionalmente, grupos de espécies com hábito de forrageamento generalista, ainda que dependentes de uma grande área de vida, como as formigas cortadeiras (gêneros *Atta* e *Acromyrmex*, Myrmicinae, Attini) tendem a se tornar hiperabundantes em florestas tropicais perturbadas (Terborgh *et al.* 2001; Wirth *et al.* 2007), sendo conspícuos indicadores de perturbação nesses ambientes. Em ambientes xéricos, as espécies de plantas e formigas tendem a exibir comportamentos mais generalistas, entretanto, não se conhecem os detalhes desses comportamentos e nem da resposta desses grupos às perturbações antrópicas. Diante disso, é importante ainda saber se, na Caatinga, as árvores e as formigas respondem de maneira similar aos diferentes descritores de perturbação antrópica, o que lhes conferiria o *status* de indicadores ecológicos na Caatinga.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab'Sáber, A. N. 2003. Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo.
- Abensperg-Traun, M., G. W. Arnold, D. E. Steven, G. T. Smith, L. Atkins, J. J. Viveen, and D. M. Gutter. 1997. Biodiversity indicators in contrasting vegetation types: a case study from Western Australia. *Pacific Conservation Biology* 2:375-389.
- Agrawal, A. A., D. D. Ackerly, F. Adler, A. E. Arnold, C. Cáceres, D. F. Doak, E. Post, P. J. Hudson, J. Maron, K. A. Mooney, M. Power, D. Schemske, J. Stachowicz, S. Strauss, M. G. Turner, and E. Werner. 2007. Filling key gaps in population and community ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:145-152.
- Andersen, A. N. 1995. A Classification of Australian Ant Communities, Based on Functional Groups Which Parallel Plant Life-Forms in Relation to Stress and Disturbance. *Journal of Biogeography* 22:15-29.
- Andersen, A. N. 1997. Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. *Journal of Biogeography* 24:433-460.
- Andersen, A. N., and B. D. Hoffmann. 2011. Conservation value of low fire frequency in tropical savannas: Ants in monsoonal northern Australia. *Austral Ecology* 36:497-503.
- Arnan, X., C. Gaucherel, and A. N. Andersen. 2011. Dominance and species co-occurrence in highly diverse ant communities: a test of the interstitial hypothesis and discovery of a three-tiered competition cascade. *Oecologia* 166:783-794.

- Belyea, L. R., and J. Lancaster. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos* **86**:402-416.
- Bestelmeyer, B. T., and J. A. Wiens. 1996. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Applications* **6**:1225-1240.
- Brown, J. M., J. H. Leebens-Mack, J. N. Thompson, O. Pellmyr, and R. G. Harrison. 1997. Phylogeography and host association in a pollinating seed parasite *Greya politella* (Lepidoptera: Prodoxidae). *Mol Ecol* **6**:215-224.
- Caetano, S., and Y. Naciri. 2011. the biogeography of seasonally dry tropical forests in South America in R. Dirzo, H. S. Young, h. A. Mooney, and G. Ceballos, editors. *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation*. Island Press, Washington, USA.
- Calderon-Aguilera, L. E., V. H. Rivera-Monroy, L. Porter-Bolland, A. Martinez-Yrizar, L. B. Ladah, M. Martinez-Ramos, J. Alcocer, A. L. Santiago-Perez, H. A. Hernandez-Arana, V. M. Reyes-Gomez, D. R. Perez-Salicrup, V. Diaz-Nunez, J. Sosa-Ramirez, J. Herrera-Silveira, and A. Burquez. 2012. An assessment of natural and human disturbance effects on Mexican ecosystems: current trends and research gaps. *Biodiversity and Conservation* **21**:589-617.
- Chazdon, R. 2008. Chance and determinism in tropical forest succession. Pages 384 - 408 in W. P. Carson, and S. A. Schinitzer, editors. *Tropical forest community ecology*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Choat, B., S. Jansen, T. J. Brodribb, H. Cochard, S. Delzon, R. Bhaskar, S. J. Bucci, T. S. Feild, S. M. Gleason, U. G. Hacke, A. L. Jacobsen, F. Lens, H. Maherali, J.

- Martinez-Vilalta, S. Mayr, M. Mencuccini, P. J. Mitchell, A. Nardini, J. Pittermann, R. B. Pratt, J. S. Sperry, M. Westoby, I. J. Wright, and A. E. Zanne. 2012. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* **491**:752-755.
- Christianini, A. V., and P. S. Oliveira. 2010. Birds and ants provide complementary seed dispersal in a neotropical savanna. *Journal of Ecology* **98**:573-582.
- Clements, F. E. 1916. *Plant succession: analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington Publications, Washington, USA.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs - high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. *Science* **199**:1302-1310.
- Dohm, C., I. R. Leal, M. Tabarelli, S. T. Meyer, and R. Wirth. 2011. Leaf-cutting ants proliferate in the Amazon: an expected response to forest edge? *Journal of Tropical Ecology* **27**:645-649.
- Dybzinski, R., and D. Tilman. 2007. Resource use patterns predict long-term outcomes of plant competition for nutrients and light. *Am Nat* **170**:305-318.
- Eaton, C. J., M. P. Cox, and B. Scott. 2011. What triggers grass endophytes to switch from mutualism to pathogenism? *Plant Science* **180**:190-195.
- Espinosa, C. I., O. Cabrera, A. L. Luzuriaga, and A. Escudero. 2011. What Factors Affect Diversity and Species Composition of Endangered Tumbesian Dry Forests in Southern Ecuador? *Biotropica* **43**:15-22.
- Ewel, J. 1980. Tropical succession - manifold routes to maturity. *Biotropica* **12**:2-7.

- Fox, J. W. 2013. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends in Ecology & Evolution* **28**:86-92.
- Griz, L. M. S., and I. C. S. Machado. 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.
- Hammond, P. M. 1994. Practical approaches to the estimation of the extent of biodiversity in speciose groups. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* **345**:119-136.
- Hess, G. R., R. A. Bartel, A. K. Leidner, K. M. Rosenfeld, M. J. Rubino, S. B. Snider, and T. H. Ricketts. 2006. Effectiveness of biodiversity indicators varies with extent, grain, and region. *Biological Conservation* **132**:448-457.
- Hobbs, R. J., and L. F. Huenneke. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* **6**:324-337.
- Hoffmann, B. D., and A. N. Andersen. 2003. Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. *Austral Ecology* **28**:444-464.
- Hölldobler, B., and E. O. Wilson 1990. *The ants*. Springer-Verlag, Berlin, London, Paris, Tokyo, Hong Kong.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* **5**:173-185.

- Kelt, D. A., M. L. Taper, and P. L. Meserve. 1995. Assessing the impact of competition on community assembly: a case study using small mammals. *Ecology* **76**:1283-1296.
- Kraft, N. J. B., W. K. Cornwell, C. O. Webb, and D. D. Ackerly. 2007. Trait evolution, community assembly, and the phylogenetic structure of ecological communities. *American Naturalist* **170**:271-283.
- Larsen, F. W., J. Bladt, and C. Rahbek. 2009. Indicator taxa revisited: useful for conservation planning? *Diversity and Distributions* **15**:70-79.
- Laurance, W. F., J. L. C. Camargo, R. C. C. Luizao, S. G. Laurance, S. L. Pimm, E. M. Bruna, P. C. Stouffer, G. B. Williamson, J. Benitez-Malvido, H. L. Vasconcelos, K. S. Van Houtan, C. E. Zartman, S. A. Boyle, R. K. Didham, A. Andrade, and T. E. Lovejoy. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation* **144**:56-67.
- Laurance, W. F., and T. J. Curran. 2008. Impacts of wind disturbance on fragmented tropical forests: A review and synthesis. *Austral Ecology* **33**:399-408.
- Laurance, W. F., H. E. M. Nascimento, S. G. Laurance, A. C. Andrade, P. M. Fearnside, J. E. L. Ribeiro, and R. L. Capretz. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* **87**:469-482.
- Lawton, J. H., D. E. Bignell, B. Bolton, G. F. Bloemers, P. Eggleton, P. M. Hammond, M. Hodda, R. D. Holt, T. B. Larsen, N. A. Mawdsley, N. E. Stork, D. S. Srivastava, and A. D. Watt. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* **391**:72-76.

- Leal, I. R., A. Bieber, M. Tabarelli, and A. N. Andersen. 2010. Biodiversity surrogacy: indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. *Biodiversity and Conservation* **19**:3347-3360.
- Leal, I. R. 2003. Diversidade de formigas em diferentes unidades de paisagem da caatinga. Pages 435-461 in I. R. Leal, J. M. C. d. Silva, and M. Tabarelli, editors. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora universitária da UFPE, Recife.
- Leal, I. R., M. Tabarelli, and J. M. C. Silva, editors. 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária - UFPE, Recife.
- Leal, I. R., M. Tabarelli, J. M. C. Silva, and T. E. Larcher. 2005. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Conservation Biology* **19**:701-706.
- Leal, I. R., R. Wirth, and M. Tabarelli. 2007. Seed dispersal by ants in semi-arid Caatinga of North-east Brazil. *Annals of botany* **99**:885-894.
- Lebrija-Trejos, E., F. Bongers, E. A. P. Garcia, and J. A. Meave. 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* **40**:422-431.
- Lebrija-Trejos, E., J. A. Meave, L. Poorter, E. A. Pérez-García, and F. Bongers. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **12**:267-275.

- LeBrun, E. G., R. M. Plowes, and L. E. Gilbert. 2012. Imported fire ants near the edge of their range: disturbance and moisture determine prevalence and impact of an invasive social insect. *Journal of Animal Ecology* **81**:884-895.
- Linares-Palomino, R., A. T. Oliveira-Filho, and R. T. Pennington. 2011. Neotropical seasonally dry tropical forest: diversity, endemism, and biogeography of woody plants in R. Dirzo, H. S. Young, h. A. Mooney, and G. Ceballos, editors. *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation*. Island Press, Washington, USA.
- Lobo, D., T. Leao, F. P. L. Melo, A. M. M. Santos, and M. Tabarelli. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions* **17**:287-296.
- MacArthur, R. H., and E. O. Wilson 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, USA.
- Machado, I. C., and A. V. Lopes. 2004. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany* **94**:365-376.
- Martorell, C., and E. M. Peters. 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation* **124**:199-207.
- McGeoch, M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* **73**:181-201.

- Meehan, H. J., K. R. McConkey, and D. R. Drake. 2002. Potential disruptions to seed dispersal mutualisms in Tonga, Western Polynesia. *Journal of Biogeography* **29**:695-712.
- Meyer, S. T., I. R. Leal, and R. Wirth. 2009. Persisting hyper-abundance of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) at the edge of an old Atlantic forest fragment. *Biotropica* **41**:711-716.
- Mooney, H. A., S. H. Bullock, and E. Medina. 1995. Introduction. Page 18 in S. H. Bullock, H. A. Mooney, and E. Medina, editors. *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Murphy, P. G., and A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* **17**:67-88.
- Oliveira, G., M. B. Araújo, T. F. Rangel, D. Alagador, and J. A. F. Diniz-Filho. 2012. Conserving the Brazilian semiarid (Caatinga) biome under climate change. *Biodiversity Conservation* **21**:2913-2926.
- Oliveira, M. A., A. M. M. Santos, and M. Tabarelli. 2008. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management* **256**:1910-1917.
- Pavoine, S., E. Vela, S. Gachet, G. de Bélair, and M. B. Bonsall. 2011. Linking patterns in phylogeny, traits, abiotic variables and space: a novel approach to linking environmental filtering and plant community assembly. *Journal of Ecology* **99**:165-175.

- Pennington, R. T., M. Lavin, and A. Oliveira-Filho. 2009. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **40**:437-457.
- Pennington, R. T., D. E. Prado, and C. A. Pendry. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography* **27**:261-273.
- Pickett, S. T. A., and P. S. White 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York.
- Prado, D. E. 2000. Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany* **57**:437-461.
- Prado, D. E. 2003. As caatingas da América do Sul in I. R. Leal, M. Tabarelli, and J. M. C. Silva, editors. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária da UFPE, Recife.
- Prado, D. E., and P. E. Gibbs. 1993. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **80**:902-927.
- Reid, R. S., K. A. Galvin, and R. S. Kruska. 2008. Global significance of extensive grazing lands and pastoral societies: an introduction. Pages 45-91 in K. A. Galvin, R. S. Reid, R. H. Behnke-Jr, and N. T. Hobbs, editors. *Fragmentation in semi-arid and arid landscapes: consequences for human and natural systems*. Springer, Dordrecht.

- Ricklefs, R. E. 2008. Disintegration of the Ecological Community. *American Naturalist* **172**:741-750.
- Santos, B. A., V. Arroyo-Rodríguez, C. E. Moreno, and M. Tabarelli. 2010. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic forest. *PLoS ONE* **5**:e12625.
- Santos, B. A., C. Peres, M. A. Oliveira, A. Grillo, C. P. Alves-Costa, and M. Tabarelli. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* **141**:249-260.
- Sheil, D., and D. F. R. P. Burslem. 2013. Defining and defending Connell's intermediate disturbance hypothesis: a response to Fox. *Trends in Ecology & Evolution* **28**:571-572.
- Singh, S. P. 1998. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation* **25**:1-2.
- Sizer, N., and E. V. J. Tanner. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* **91**:135-142.
- Stout, J. C., and C. L. Morales. 2009. Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie* **40**:388-409.
- Talamo, A., J. L. de Casenave, and S. M. Caziani. 2012. Components of woody plant diversity in semi-arid Chaco forests with heterogeneous land use and disturbance histories. *Journal of Arid Environments* **85**:79-85.

- Terborgh, J., L. Lopez, P. Nuñez, M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G. H. Adler, T. D. Lambert, and L. Balbas. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* **294**:1923-1926.
- Ulrich, W., M. Zalewski, and A. V. Uvarov. 2012. Spatial distribution and species co-occurrence in soil invertebrate and plant communities on northern taiga islands. *Annales Zoologici Fennici* **49**:161-173.
- Urquiza-Haas, T., P. M. Dolman, and C. A. Peres. 2007. Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatan Peninsula, Mexico: Effects of forest disturbance. *Forest Ecology and Management* **247**:80-90.
- Vasconcellos, A., A. G. Bandeira, F. M. S. Moura, V. F. P. Araujo, M. A. B. Gusmao, and R. Constantino. 2010. Termite assemblages in three habitats under different disturbance regimes in the semi-arid Caatinga of NE Brazil. *Journal of Arid Environments* **74**:298-302.
- Veblen, K. E., and T. P. Young. 2010. Contrasting effects of cattle and wildlife on the vegetation development of a savanna landscape mosaic. *Journal of Ecology* **98**:993-1001.
- Werneck, F. P., G. C. Costa, G. R. Colli, D. E. Prado, and J. W. Sites. 2011. Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidence. *Global Ecology and Biogeography* **20**:272-288.
- Wirth, R., S. T. Meyer, W. R. Almeida, M. V. A. Júnior, V. S. Barbosa, and I. R. Leal. 2007. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. *Journal of Tropical Ecology* **23**:501-504.

- World Resources Institute (WRI), The World Conservation Union (IUCN), and United Nations Environment Programme (UNEP) 1992. Global Biodiversity Strategy: Guidelines for action to save, study and use Earth's biotic wealth sustainably and equitably. Library of Congress Catalog Card No. 92-60104, Washington, USA.
- Zanella, F. C. V. 2011. Evolução da biota da diagonal de formações abertas secas da América do Sul in C. J. B. Carvalho, and E. A. B. Almeida, editors. Biogeografia da América do Sul: padrões e processos. Editora Roca Ltda, São Paulo, Brasil.
- Zhang, X. B., F. W. Zwiers, G. C. Hegerl, F. H. Lambert, N. P. Gillett, S. Solomon, P. A. Stott, and T. Nozawa. 2007. Detection of human influence on twentieth-century precipitation trends. *Nature* **448**:461-U464.

**CAPÍTULO 1: EFEITO DAS PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A
COMUNIDADE DE PLANTAS DA CAATINGA**

Manuscrito a ser submetido ao periódico *Conservation Biology*.

RESUMO

Perturbações antrópicas podem alterar as condições físicas do ambiente, impondo às comunidades de plantas filtros ambientais que removem das comunidades locais as espécies que não os toleram. Isso pode levar à redução da diversidade local e interferir no padrão de substituição de espécies, ocasionando modificações na diversidade regional de espécies e homogeneização biológica. Com o intuito de testar se as perturbações antrópicas reduzem a riqueza e diversidade de espécies de plantas lenhosas na Caatinga, foram estabelecidas 26 parcelas submetidas a diferentes intensidades de perturbação em dois tipos diferentes de solo. Nessas parcelas, a perturbação foi medida de maneira contínua através de diversos descritores (e.g. distâncias para núcleos de atividade humana, tamanho da população humana, pecuária), e todos os indivíduos com diâmetro acima do solo mínimo de 3 cm foram amostrados. Nossos resultados mostram que, de um modo geral, as perturbações antrópicas reduzem a diversidade biológica de espécies a despeito do tipo de solo, e que os principais preditores da riqueza de plantas são a distância para estradas e para cidades. Além disso, as perturbações alteram a composição taxonômica e funcional das comunidades de plantas. Nossos resultados sugerem que a distância para cidades, estradas e assentamentos humanos e o padrão de uso do solo são variáveis que devem ser levadas em consideração na seleção de áreas para o estabelecimento de unidades de conservação, nos planos de manejo das unidades de conservação já existentes e na recuperação e monitoramento de áreas degradadas de Caatinga.

INTRODUÇÃO

Perturbação é qualquer evento relativamente discreto no tempo e no espaço que desloca as populações, comunidades e ecossistemas do seu ponto de equilíbrio (Pickett & White 1985). Segundo Everham e Brokaw (1996), as modificações físicas do ambiente decorrentes das perturbações, normalmente, são responsáveis pelas mudanças nas taxas de crescimento das populações (Martorell & Peters 2005; Meyer *et al.* 2009), redução na riqueza e diversidade de espécies das comunidades (Laurance *et al.* 2002; Laurance *et al.* 2011) e alterações no fluxo de energia e redução na biomassa dos ecossistemas (Urquiza-Haas *et al.* 2007). As perturbações podem ser naturais, como a formação de clareiras nas florestas, ou antrópicas, que decorrem das atividades humanas. Os padrões ecológicos e os processos que os geram são, inicialmente, similares entre os dois tipos de perturbação, porém, o caráter mais intenso e recorrente das perturbações de origem antrópica faz com que as modificações dos padrões ecológicos daí decorrentes sejam mais intensas e duradouras. Essa diferença é importante, pois a hipótese da perturbação intermediária (Connell 1978) prediz que a diversidade de espécies deve ser maior em comunidades submetidas a perturbações intermediárias em frequência e intensidade, pois isso permitiria a coexistência de espécies de diversos estádios da sucessão ecológica. Assim, enquanto as perturbações naturais tendem a apresentar um perfil intermediário, as perturbações antrópicas tendem a ser muito intensas e concentradas em um curto espaço de tempo (perturbações agudas *sensu* Singh 1998) ou menos intensas, porém recorrentes e persistentes ao longo do tempo (perturbações crônicas *sensu* Singh 1998), com ambos os regimes de perturbação fugindo ao perfil de perturbação intermediária.

Com a recorrência dos eventos de perturbação e a persistência de seus efeitos, apenas as espécies que conseguem suportar as novas condições ambientais (filtros ecológicos *sensu* Pavoine *et al.* 2011) conseguem sobreviver, levando ao empobrecimento taxonômico e funcional das comunidades de plantas (Tabarelli *et al.* 2004; Girão *et al.* 2007; Santos *et al.* 2008) e animais (Hoffmann & Andersen 2003; Leal *et al.* 2010; Leal *et al.* 2012). Além disso, os grupos de organismos que tendem a permanecer nos ecossistemas severamente perturbados são, muitas vezes, provenientes de linhagens próximas filogeneticamente, levando a uma redução também da diversidade filogenética dessas comunidades (Santos *et al.* 2010; Naeem *et al.* 2012). Os resultados dessa sequência de perdas de diversidade em níveis diferentes são os chamados novos ecossistemas (Hobbs *et al.* 2006), que são ecossistemas dominados por espécies cujas características de história de vida (p.e. alta habilidade colonizadora e alto potencial reprodutivo) lhes conferem adaptações a ambientes perturbados.

As mudanças na diversidade biológica em resposta à perturbação variam em decorrência de características intrínsecas dos ecossistemas, como a resistência às perturbações e a resiliência (Ewel 1980). De um modo geral, considerando ecossistemas tropicais, as florestas sazonalmente secas, por terem uma menor diversidade, menor número de *taxa* endêmicos e uma estrutura vegetacional menos complexa que as florestas tropicais úmidas, tendem a recuperar-se mais rapidamente das perturbações antrópicas (Chazdon 2008; Lebrija-Trejos *et al.* 2010). Esta tendência de as florestas secas rapidamente retornarem aos níveis pré-distúrbio em termos de riqueza e diversidade de espécies pode, entretanto, ocultar mudanças nas relações de abundância e composição das espécies (Talamo *et al.* 2012) e reduções na biomassa florestal (Read & Lawrence 2003).

Devido às características ambientais e históricas, ecossistemas semiáridos, onde ocorrem as florestas tropicais secas, tem uso econômico marginal, permanecendo subdesenvolvidos e com sistema de produção econômica basicamente rural e extrativista (Evangelista 2010). Esse é o padrão observado no interior da região Nordeste do Brasil, cuja vegetação predominante é a Caatinga, um mosaico de florestas tropicais sazonalmente secas com arbustos esclerófitos (*sensu* Pennington *et al.* 2000), sujeita a um regime de perturbação crônico (*sensu* Singh 1998). Além disso, modelos climáticos considerando o cenário de aumento da temperatura e redução da precipitação para a Caatinga, previsto com o avanço das mudanças climáticas globais, sugerem que a distribuição das populações de animais e plantas deve mudar, a depender de suas tolerâncias a estas variáveis ambientais, bem como antevêem um aumento das áreas de Caatinga sujeitas à desertificação e mudanças na distribuição das áreas agricultáveis dentro do domínio semiárido brasileiro (Oliveira *et al.* 2012).

Assim, considerando-se o histórico de uso e degradação da Caatinga, o objetivo deste trabalho foi testar a hipótese de que as áreas de Caatinga submetidas a regime de perturbação mais intenso retém menor biodiversidade de plantas. Mais especificamente, espera-se que, com o aumento do grau de perturbação, as comunidades de plantas lenhosas apresentem: (1) menor riqueza de espécies; (2) mudanças na composição taxonômica; e (3) mudanças na composição funcional.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido em áreas de Caatinga no município de Parnamirim, Pernambuco, Nordeste do Brasil (S 8,09° O 39,58°). O clima na região é tropical

semiárido (BSwh', segundo a classificação de Köppen) com temperatura e precipitação médias de 26°C e 569 mm, respectivamente (Serviço Geológico do Brasil 2005). Na área de estudo, o sistema de drenagem é composto principalmente pelos rios Brígida e Terra Nova, que deságuam no rio São Francisco. O relevo na região é plano, com elevações discretas e predominância de geologia cristalina. O tipo de solo mais comumente encontrado na região é o Bruno-não-Cálcico, entretanto, ocorrem manchas de Regossolos, solos Podzólicos Amarelos e Planossolos (Silva et al. 2001). A vegetação do local é classificada como Caatinga hiperxerofítica, com trechos de Floresta Caducifólia e apresenta uma fisionomia predominantemente arbustivo-arbórea, com presença representativa das herbáceas na estação chuvosa, especialmente nas áreas com solos arenosos (CPRM - Serviço Geológico do Brasil 2005).

Sousa (2003) relatou que a região está submetida a uma forte pressão antrópica proveniente de perturbações antropogênicas crônicas (baixa intensidade, entretanto persistentes ao longo do tempo) como extração de madeira, caça, agricultura e pecuária extensivas. Além disso, o autor considera que, devido a essas pressões, a região apresenta alto grau de susceptibilidade à desertificação. Adicionalmente, nos últimos quatro anos, extensas áreas de Caatinga relativamente bem preservadas vem sendo parcial ou totalmente removidas devido às atividades relacionadas à edificação de obras infraestruturais como a construção da Ferrovia Transnordestina e a efetivação do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional (observação pessoal).

Caracterização das perturbações antrópicas

Vinte e seis parcelas de 50 m x 20 m foram demarcadas com base em imagens de satélite e observações de campo representando um gradiente de perturbação da região

dentro de um polígono de 152,18 km² (FIGURA 1). Estas parcelas foram estabelecidas nos dois tipos de solos predominantes da região da seguinte forma: 11 em solo do tipo Bruno-não-cálcico (BNC – solos argilosos, rasos e pedregosos, com alta capacidade de troca de cátions e de retenção de água) e 15 em Regossolo (solo arenoso, profundo, lixiviado e com menor capacidade de troca de cátions e de retenção de água). As parcelas foram distribuídas nestes dois tipos de solos para aumentar a representatividade do estudo e devido à importância das características edáficas na determinação da estrutura e composição de comunidades vegetais na Caatinga (Santos et al. 1992).

Considerando que as diversas atividades humanas podem ter efeitos diversos sobre a vegetação de Caatinga, é importante medir a perturbação a partir de diferentes descritores. Martorell e Peters (2005, 2009) descrevem uma metodologia que condensa diversas fontes de perturbação, desde pressão advinda de atividades pecuárias até a proporção de superfície do solo totalmente modificada pelas atividades humanas (p.e. construção civil). Considerando a realidade de ocupação humana e uso econômico da Caatinga, selecionamos três categorias de descritores de perturbação: (1) descritores ligados à distância de núcleos de atividade humana; (2) descritores ligados ao tamanho da população humana e (3) descritores ligados à perturbação exercida pela atividade pecuária.

Os descritores ligados à distância para núcleos de atividades humanas consistiram na medição da distância em metros entre o ponto central de cada parcela e: (1) a sede do município de Parnamirim; (2) o assentamento humano mais próximo (normalmente formado por um conjunto de poucas famílias com pequenas áreas nos arredores das casas destinadas à agricultura familiar e criação de caprinos e bovinos de forma extensiva); e (3) a menor distância entre o ponto central de cada parcela e a estrada mais próxima. Quanto maior a distância para os núcleos de atividade humana, menor a

perturbação a que a parcela está submetida. Segundo Ahrends et al. (2010), os recursos que se localizam mais próximo aos assentamentos humanos tendem a ser explorados primeiro, o que produz “ondas sequenciais de degradação florestal”, o que sugere que o nível de perturbação nas localidades mais próximas às cidades é mais alto. Todas essas medições foram feitas com o auxílio do software ArcView 3.2 (Esri 1998). Como a intensidade de perturbação diminui conforme aumenta a distância da parcela para a fonte de perturbação, os dados foram transformados usando a função $1/\log(\text{distância})$, o que, além de tornar a medida de perturbação diretamente proporcional à medida de distância, reduz a variância dos dados.

Adicionalmente, os assentamentos humanos nas imediações das parcelas foram visitados e os moradores foram entrevistados, sendo possível determinar o número de pessoas em cada assentamento e acessar o tamanho dos rebanhos caprino e bovino, sendo que quanto maior a população humana e os rebanhos, maior o nível de perturbação associada. Após as entrevistas, foram delimitados círculos de 2 km de raio em torno de cada parcela, também com auxílio do software ArcView 3.2. (Esri 1998), e todos os assentamentos e rebanhos contidos dentro dessa área foram considerados como tendo influência sobre as parcelas. Então, como descritores de perturbação foram utilizados o número de pessoas que residem nos sítios dentro do raio de 2 km da parcela, bem como o logaritmo da soma do número de cabeças nos rebanhos caprino e bovino dos mesmos sítios. Essa distância foi definida após as entrevistas com os moradores locais, baseado no que eles relatam como sendo a distância aproximada que os animais (caprinos e bovinos) percorrem por dia.

Levantamento florístico

Nas 26 parcelas demarcadas, os indivíduos lenhosos arbóreos e arbustivos com diâmetro na altura do solo (DAS) superior a 3 cm foram mapeados, contados e as espécies identificadas com auxílio de chaves de identificação, parataxonomistas e com auxílio especializado, sendo os exemplares depositados no Herbário Professor Geraldo Mariz (UFP). Indivíduos pertencentes à família Cactaceae também foram contados e identificados.

Além disso, para as espécies cuja identificação específica correta foi possível (50 espécies), foram definidas características de história de vida dos organismos (i.e. características funcionais (*sensu* Girão *et al.* 2007) considerando a síndrome de polinização (Diversos Pequenos Insetos – DPI, esfingofilia, falenofilia, melitofilia, melitofilia/ornitofilia, ornitofilia, psicofilia e quiropterofilia), síndrome de dispersão (anemocoria, balística – fruto com deiscência explosiva, como na família Euphorbiaceae, barocoria – frutos deiscentes, mas sem mecanismos de impulsão da semente, como na maioria das espécies da família Fabaceae, e zoocoria), hábito (arbustivo, arbóreo, colunar e globoso, estas duas últimas usadas somente para a família Cactaceae). Essas características foram definidas de acordo com informações disponíveis na literatura (Lorenzini 2008a, b, c), em informações na base de dados do Herbário Vale do São Francisco (HVASF 2012), do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ 2012) e “Royal Botanic Gardens – Kew” (Royal Botanic Gardens - Kew 2002), e com auxílio de especialistas do Laboratório de Biologia Floral e Reprodutiva da Universidade Federal de Pernambuco. Além disso, foi definida a densidade da madeira das espécies com base em dados da literatura (Lorenzini 2008a, b, c; Paula & Costa 2011) e, posteriormente, as espécies foram classificadas de acordo com a densidade da madeira em baixa (até 0,55 g/cm³), média (entre 0,55 e 0,816 g/cm³) e alta (acima de

0,816 g/cm³). Esses valores representam os limites de 0,5 desvio padrão abaixo e acima da média para a densidade da madeira, que foi de 0,685 g/cm³ ($\pm$ 0,26 DP).

Análises estatísticas

Para testar o efeito da distância entre as parcelas sobre a composição taxonômica e funcional da comunidade de plantas (i.e. verificar se há autocorrelação espacial nos dados amostrados) foi executado um teste de Mantel com base em 999 permutações de Monte Carlo com auxílio do pacote Vegan para *software* R (R Development Core Team 2008). De acordo com os testes, as comunidades de plantas foram independentes da distância entre as parcelas tanto quando se considerou todas as comunidades ($r = 0,015$; $p = 0,366$), como quando foram consideradas separadamente as comunidades sobre o solo Bruno Não-cálcico ($r = 0,02$; $p = 0,067$) e sobre o regossolo ($r = -0,132$; $p = 0,905$). Não havendo efeito de distância sobre as comunidades de plantas lenhosas amostradas, as análises considerando o efeito do tipo de solo e das perturbações foram procedidas (Dormann *et al.* 2007; Gotelli *et al.* 2009).

Para testar a previsão de que as perturbações antrópicas reduzem a riqueza de espécies de plantas lenhosas da Caatinga, foram gerados modelos considerando o tipo de solo (fator) e os descritores de perturbação: número de pessoas (Pessoas), logaritmo decimal do tamanho do rebanho bovino e caprino (Pastejo) e o inverso do logaritmo decimal da distância das parcelas ao assentamento humano mais próximo, à estrada mais próxima e à sede do município de Parnamirim, Brasil. Foi utilizado o Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc) para a escolha passo-a-passo do melhor modelo, sendo que, dentre os modelos com variação do AICc (Δ AICc) menor que 2, foi considerado como o melhor modelo aquele que apresentasse maior

valor de AICcWt (Burnham & Anderson 2002). Estas análises foram feitas com auxílio do pacote AICmodavg para *software* R (R Development Core Team 2008).

Para testar o efeito das perturbações antrópicas sobre a composição taxonômica foi executada uma análise de correspondência canônica (CCA) segundo Ter Braak (1986). Após isso, foi executada uma análise com base em 999 permutações, de acordo com Legendre *et al.* (2011), que permitiu testar o efeito da variável tipo de solo (fator) e dos descritores de perturbação (variáveis contínuas).

Para testar o efeito das perturbações sobre a composição funcional (i.e. características de história de vida dos organismos) definiu-se a abundância de cada característica como a proporção dos indivíduos de uma parcela que apresentavam cada uma das características. Da mesma forma que para a composição taxonômica, foi executada uma CCA (Ter Braak (1986), seguida de uma análise com base em 999 permutações (Legendre *et al.* 2011) tendo como variável explicativa categórica o tipo de solo e como covariáveis os descritores de perturbação. As CCAs foram feitas com auxílio do pacote Vegan para *software* R (R Development Core Team 2008).

RESULTADOS

Descritores das atividades humanas

Considerando os descritores de distância a núcleos de atividades humanas (estradas, residências e a sede do município de Parnamirim), as parcelas distaram, em média, 3181,27 m ($\pm$ 3701,8 DP). Além disso, somando-se os rebanhos caprino e bovino, as parcelas apresentaram em média 35,56 animais ($\pm$ 87,92 DP), sendo que o rebanho bovino foi em torno de 1,3 vezes maior que o rebanho caprino. Ao todo, foram registradas 145 pessoas vivendo nos assentamentos humanos influenciando as parcelas

(média de 5,8 e DP $\pm$ 3,36), em média 4,5 ($\pm$ 3,77 DP) pessoas no solo BNC e 6,67 ($\pm$ 2,72) no regossolo (TABELA 1).

Riqueza de espécies de plantas

Foram coletadas 85 espécies de plantas lenhosas divididas em 21 famílias, sendo que Euphorbiaceae e Fabaceae as mais bem representadas tanto no solo BNC, como no solo regossolo. Dentre as espécies mais abundantes, independentemente do tipo de solo, destacaram-se *Croton sonderianus* (marmeleiro preto, Euphorbiaceae), *Croton adamantinus* (quebra-faca, Euphorbiaceae) e *Poincianella pyramidalis* (catingueira, Fabaceae).

A riqueza de espécies nas parcelas variou entre 12 e 30 espécies para todo o conjunto de parcelas, sendo que o solo BNC (65 espécies ao todo) e o regossolo (58 espécies ao todo) apresentaram número médio de espécies por parcela similar (BNC 21,8 espécies $\pm$ 5,35 DP; regossolo 19,46 espécies $\pm$ 4,15 DP). O melhor modelo para a descrição da riqueza de espécies de plantas (AICcWt = 0,312; R^2 ajustado = 0,444; $p < 0,001$) envolveu somente as variáveis $\log(1/\text{Distância para a Estrada})$ e $\log(1/\text{Distância para a Sede})$, sendo que o número de espécies de plantas nas parcelas aumentou conforme aumentou a distância para a estrada mais próxima e conforme aumentou a distância para a sede do município de Parnamirim (TABELA 3; FIGURA 2).

Composição taxonômica

O eixo 1 da análise de correspondência canônica explicou 31% da variação da composição de espécies de plantas lenhosas e esteve mais ligado à variável $\log(1/\text{Distância para a Sede})$, enquanto que o eixo 2 explicou 23,22% da variação

composição de espécies e esteve mais ligado às variáveis Solo e Pastejo (FIGURA 3). As comunidades de plantas foram separadas pelo tipo de solo sobre o qual se desenvolvem ($F_{(1,19)} = 2,75$; $p < 0.001$), e dentre os descritores de perturbação antrópica, Pastejo e $\log(1/\text{Distância para Sede})$ tiveram efeito significativo sobre a ordenação das espécies ($gl = 1$; $F = 1,74$; $p = 0,049$ e $gl = 1$; $F = 3,13$; $p < 0,001$, respectivamente; TABELA 4).

Composição funcional

Em relação à ocorrência das diferentes características de história de vida das espécies lenhosas, nós encontramos que a síndrome de dispersão melitofilia foi a mais comum, ocorrendo em 15 espécies ao todo, seguida de dpi (14), e as síndromes falenofilia e psicofilia foram as menos representadas (1 espécie cada). As síndromes de dispersão por animais foram as mais frequentes (24 espécies), seguida de barocoria (11), dispersão balística (9) e dispersão pelo vento (8). Quanto ao hábito, encontramos 29 espécies arbóreas, 20 arbustivas e, dentre os cactos, 3 espécies globosas e 1 espécie colunar. *Schinopsis brasiliensis* (baraúna, Anacardiaceae) foi a espécie que apresentou a madeira mais densa ($1,23 \text{ g/cm}^3$), enquanto que *Cochlospermum vitifolium* (Cochlospermaceae) apresentou a menor densidade ($0,218 \text{ g/cm}^3$). Considerando as classes de densidade da madeira, 13 espécies tiveram densidade de madeira alta, 16 média e 25 baixa. Para mais informações sobre as características de história de vida dos organismos e em cada tipo de solo, veja a FIGURA 4.

O eixo CCA 1 explicou 22,27% da variação dos dados da composição funcional das comunidades de plantas da Caatinga e esteve mais relacionado à perturbação pelos rebanhos caprino e bovino. Já o eixo CCA 2 explicou 13,17% da variação dos dados da composição funcional das comunidades de plantas da Caatinga e esteve mais

relacionado ao tipo de solo e à distância entre as parcelas e o assentamento humano mais próximo. Como o encontrado para a ordenação considerando a composição de espécies de plantas lenhosas, o tipo de solo também separou as comunidades de Caatinga considerando as características funcionais ($gl = 1$; $F = 3,6$; $p < 0,001$). Além disso, as variáveis Pastejo e $\log(1/\text{Distância para Residência})$ tiveram efeito significativo na ordenação da composição funcional das comunidades de plantas ($gl = 1$; $F = 5,26$; $p = 0,001$ e $gl = 1$; $F = 3,78$; $p = 0,02$, respectivamente; TABELA 5; FIGURA 5).

DISCUSSÃO

Neste estudo verificamos a influência de perturbações antrópicas sobre a comunidade de plantas lenhosas da Caatinga. Evidenciamos um efeito negativo das perturbações antrópicas (e.g. distância para estradas e para a sede do município de Parnamirim) sobre a riqueza de espécies de árvores e arbustos lenhosos em ecossistemas de Caatinga. Além disso, a composição taxonômica e funcional foram afetadas pelo tipo de solo sobre o qual as comunidades se desenvolvem e, em termos de efeitos de perturbação, foram afetadas por pastejo e distância para Parnamirim e por pastejo e distância para residências, respectivamente. Esses resultados apontam a importância de se levar em consideração a distância para cidades (e outros assentamentos humanos como vilas e fazendas), estradas e os padrões de uso do solo durante a seleção de áreas para a criação de unidades de conservação e na elaboração de estratégias de manejo de áreas degradadas de Caatinga.

A resposta da assembleia de plantas à perturbação ligada à distância para estradas sugere que as comunidades mais acessíveis são primordialmente utilizadas pela população humana. Esse padrão de degradação a partir de estradas já era conhecido para

a Caatinga em termos de tamanho de fragmentos e de porcentagem de cobertura vegetal (Santos & Tabarelli 2002), sendo agora estendidos para o número de espécies de plantas lenhosas presentes nas comunidades. A redução na riqueza de espécies devido à proximidade da sede de Parnamirim foi mais intensa do que a redução provocada pela proximidade às estradas. Provavelmente isso se deve, primeiramente, ao fato de as cidades no semiárido brasileiro concentrarem em torno de si um número considerável de unidades de produção agrícola (observação pessoal) devido às facilidades de escoamento da produção para os mercados consumidores (local ou mesmo em outros municípios). Assim, a remoção de vegetação para o plantio é mais intensa próximo às cidades, o que aumenta as perturbações antrópicas sobre as comunidades de Caatinga nessas áreas. Em segundo lugar, as cidades são o centro consumidor dos recursos coletados nas florestas, e considerando que as pessoas tendem a maximizar a relação custo benefício para a obtenção do recurso (Ahrends *et al.* 2010), áreas mais próximas às cidades devem estar sujeitas a maior pressão de uso e degradação, o que se reflete na redução no número de espécies. Além disso, essa posição central em termos de centro consumidor também faz com que as cidades concentrem em torno si um número maior de estradas (observação pessoal), o que soma ao seu efeito intrínseco, os efeitos da proximidade de estradas.

A composição de espécies de plantas sofreu influência do tipo de solo, denotando que as comunidades de Caatinga sobre o BNC e sobre o regossolo são diferentes. Além disso, as duas comunidades sofreram influências de diferentes descritores de perturbação, sugerindo que o uso econômico é diferente nos dois tipos de solo. As comunidades de Caatinga sobre o solo BNC foram mais influenciadas pela distância para Parnamirim, o que faz alusão a uma maior pressão de utilização direta dos recursos florestais ou, ainda, reflete a maior supressão da vegetação para o estabelecimento de

unidades de produção agrícola. Considerando que o solo BNC tende a ser mais fértil que o regossolo, as áreas com ocorrência de solo BNC devem sustentar maior atividade agrícola, que se concentra com mais intensidade em torno das cidades (observação pessoal), fazendo com que a distância para a sede do município neste tipo de solo seja mais influente na composição de espécies das comunidades lenhosas da Caatinga. As comunidades que se desenvolvem sobre o regossolo, por sua vez, foram mais afetadas pelo pastejo, estando mais relacionadas, portanto, às atividades pecuárias. Como esse tipo de solo é menos fértil e a vegetação que o recobre tende a ser mais aberta em relação ao BNC (Santos *et al.* 1992), as áreas de regossolo devem ter um valor agrícola marginal, sendo mais devotadas à atividade pecuária, o que se reflete no tamanho dos rebanhos em cada tipo de solo (TABELA 1). Como a pecuária praticada na região é extensiva, com os animais criados soltos, a pressão de pastejo dos rebanhos bovino e caprino consiste em uma forte influência para a composição de espécies das comunidades de Caatinga.

Similarmente à composição taxonômica, a composição funcional da comunidade foi influenciada pelo solo, mostrando que as características de história de vida das espécies não se distribuem igualmente nas comunidades de Caatinga crescendo sobre solo BNC e regossolo. Entretanto, esse efeito não parece ser muito intenso. Por exemplo, síndromes de polinização por pássaros (ORN) e por morcegos (QUI) foram mais relacionadas às comunidades sobre o solo BNC, enquanto que espécies polinizadas por mariposas (FA) e por moscas (PSI) foram mais relacionadas às comunidades sobre regossolos (FIGURA 5a). Quanto ao hábito, os cactos colunares (COL) e globosos (GLO) foram mais comuns nas comunidades sobre o solo BNC, e não houve um hábito que estivesse mais relacionado às comunidades sobre o regossolo (FIGURA 5c). Para os outros grupos de características (síndrome de dispersão e densidade da madeira) não

houve grupos mais relacionados a uma ou outra comunidade (FIGURA 5b e d). Considerando os descritores de perturbação, somente pastejo e distância para as residências influenciaram a composição de características de história de vida dos organismos nas comunidades de Caatinga amostradas. Além disso, ambos os descritores estão mais relacionados às comunidades sobre o regossolo. O efeito dos rebanhos bovino e caprino, já evidenciado para a composição taxonômica, relacionou-se, também, com a ordenação das síndromes de polinização, sendo as síndromes falenofilia e psicofilia beneficiadas pela pastagem dos animais. Adicionalmente, a distância para a residência mais próxima também beneficia essas mesmas síndromes de polinização. Isso pode ser explicado pelo fato de borboletas e mariposas exibirem um padrão de forrageamento de ponto central (Shrader *et al.* 2012) em torno das residências (sítios), a partir de onde são liberados para forragear na Caatinga. Para os outros grupos de características de história de vida, não houve relações consideráveis com os descritores de perturbação, o que pode indicar que outra característica ambiental (e.g. disponibilidade de água) pode explicar melhor seu padrão de distribuição nas parcelas.

Por fim, os resultados deste estudo indicam que a distância para as cidades e para as estradas é importante na determinação dos padrões de riqueza de espécies de plantas e que, portanto, devem ser levadas em consideração nas políticas públicas de conservação (e.g. seleção de áreas prioritárias para o estabelecimento de unidades de conservação, elaboração de planos de manejo das unidades de conservação já existentes e a recuperação e monitoramento de áreas degradadas) em ecossistemas de Caatinga. Adicionalmente, é importante observar os padrões de uso econômico do solo e dos recursos florestais, já que essas atividades foram influentes na composição de espécies e de características de história de vida dos organismos das comunidades de Caatinga. Além disso, sugere-se a investigação do efeito de fatores como o tempo de abandono

das áreas sobre o padrão de riqueza e composição de espécies e composição de características de história de vida das comunidades de Caatinga a fim de elucidar como esses ecossistemas se recuperam das perturbações e que filtros ambientais podem ser importantes nesse processo. Essas são questões importantes a serem tratadas pelos ecólogos tendo em vista o manejo dos “novos ecossistemas” (*sensu* Hobbs *et al.* 2006) alterados pelo homem e sujeitos às consequências das mudanças climáticas globais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahrends, A., N. D. Burgess, S. A. H. Milledge, M. T. Bulling, B. Fisher, J. C. R. Smart, G. P. Clarke, B. E. Mhoro, and S. L. Lewis. 2010. Predictable waves of sequential forest degradation and biodiversity loss spreading from an African city. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **107**:14556-14561.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson 2002. *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*. Springer, New York, USA.
- Chazdon, R. 2008. Chance and determinism in tropical forest succession. Pages 384 - 408 in W. P. Carson, and S. A. Schinitzer, editors. *Tropical forest community ecology*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs - high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. *Science* **199**:1302-1310.
- CPRM - Serviço Geológico do Brasil 2005. *Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco*. CPRM/PRODEEM, Recife - Pe.
- Dormann, C. F., J. M. McPherson, M. B. Araujo, R. Bivand, J. Bolliger, G. Carl, R. G. Davies, A. Hirzel, W. Jetz, W. D. Kissling, I. Kuhn, R. Ohlemuller, P. R. Peres-Neto, B. Reineking, B. Schroder, F. M. Schurr, and R. Wilson. 2007. *Methods to*

- account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* **30**:609-628.
- Esri. 1998. ArcView Gis 3.2a. ESRI, USA.
- Evangelista, A. R. S. 2010. O processo de ocupação do bioma Caatinga e suas repercussões socioambientais na Sisalândia, Bahia. Page 199. Instituto de Geociências. Universidade Federal da Bahia, Salvador - Bahia.
- Everham, E. M., and N. V. L. Brokaw. 1996. Forest damage and recovery from catastrophic wind. *Botanical Review* **62**:113-185.
- Ewel, J. 1980. Tropical succession - manifold routes to maturity. *Biotropica* **12**:2-7.
- Girão, L. C., A. v. Lopes, M. Tabarelli, and E. Bruna. 2007. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented atlantic forest landscape. Page e908. PLoS ONE.
- Gotelli, N. J., M. J. Anderson, H. T. Arita, A. Chao, R. K. Colwell, S. R. Connolly, D. J. Currie, R. R. Dunn, G. R. Graves, J. L. Green, J. A. Grytnes, Y. H. Jiang, W. Jetz, S. K. Lyons, C. M. McCain, A. E. Magurran, C. Rahbek, T. Rangel, J. Soberon, C. O. Webb, and M. R. Willig. 2009. Patterns and causes of species richness: a general simulation model for macroecology. *Ecology Letters* **12**:873-886.
- Hobbs, R. J., S. Arico, J. Aronson, J. S. Baron, P. Bridgewater, V. A. Cramer, P. R. Epstein, J. J. Ewel, C. A. Klink, A. E. Lugo, D. Norton, D. Ojima, D. M. Richardson, E. W. Sanderson, F. Valladares, M. Vila, R. Zamora, and M. Zobel. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* **15**:1-7.
- Hoffmann, B. D., and A. N. Andersen. 2003. Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. *Austral Ecology* **28**:444-464.
- HVASF. 2012. Herbário Vale do São Francisco. Universidade Federal do Vale do São Francisco (<http://www.univasf.edu.br/~hvasf/>), Petrolina, Brazil.

- JBRJ. 2012. Lista de espécies da flora do Brasil 2012 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>). Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil.
- Laurance, W. F., J. L. C. Camargo, R. C. C. Luizao, S. G. Laurance, S. L. Pimm, E. M. Bruna, P. C. Stouffer, G. B. Williamson, J. Benitez-Malvido, H. L. Vasconcelos, K. S. Van Houtan, C. E. Zartman, S. A. Boyle, R. K. Didham, A. Andrade, and T. E. Lovejoy. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation* **144**:56-67.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance, and E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology* **16**:605-618.
- Leal, I., A. Bieber, M. Tabarelli, and A. Andersen. 2010. Biodiversity surrogacy: indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. *Biodiversity and Conservation* **19**:3347-3360.
- Leal, I. R., B. K. C. Filgueiras, J. P. Gomes, L. Iannuzzi, and A. N. Andersen. 2012. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation* **21**:1687-1701.
- Lebrija-Trejos, E., J. A. Meave, L. Poorter, E. A. Pérez-García, and F. Bongers. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **12**:267-275.
- Legendre, P., J. Oksanen, and C. J. F. ter Braak. 2011. Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. *Methods in Ecology and Evolution* **2**:269-277.
- Lorenzti, H. 2008a. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil, Vol. 1. Instituto Plantarum, Nova Odessa, Brazil.
- Lorenzti, H. 2008b. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil, Vol. 2. Instituto Plantarum, Nova Odessa, Brazil.

- Lorenzzi, H. 2008c. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil, Vol. 3. Instituto Plantarum, Nova Odessa, Brazil.
- Martorell, C., and E. M. Peters. 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation* **124**:199-207.
- Martorell, C., and E. M. Peters. 2009. Disturbance-Response Analysis: a Method for Rapid Assessment of the Threat to Species in Disturbed Areas. *Conservation Biology* **23**:377-387.
- Meyer, S. T., I. R. Leal, and R. Wirth. 2009. Persisting hyper-abundance of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) at the edge of an old Atlantic forest fragment. *Biotropica* **41**:711-716.
- Naeem, S., J. E. Duffy, and E. Zavaleta. 2012. The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science* **336**:1401-1406.
- Oliveira, G., M. B. Araújo, T. F. Rangel, D. Alagador, and J. A. f. Diniz-Filho. 2012. Conserving the Brazilian semiarid (Caatinga) biome under climate change. *Biodiversity Conservation* **21**:2913-2926
- Paula, J. E., and K. P. Costa 2011. Densidade da madeira de 932 espécies nativas do Brasil. Cinco Continentes, Porto Alegre, Brazil.
- Pavoine, S., E. Vela, S. Gachet, G. de Bélair, and M. B. Bonsall. 2011. Linking patterns in phylogeny, traits, abiotic variables and space: a novel approach to linking environmental filtering and plant community assembly. *Journal of Ecology* **99**:165-175.
- Pennington, R. T., D. E. Prado, and C. A. Pendry. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography* **27**:261-273.
- Pickett, S. T. A., and P. S. White 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York.

- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Read, L., and D. Lawrence. 2003. Recovery of biomass following shifting cultivation in dry tropical forests of the Yucatan. *Ecological Applications* **13**:85-97.
- Royal Botanic Gardens - Kew. 2002. Electronic Plant Information Centre (<http://epic.kew.org/epic/>), London, UK.
- Santos, A. M., and M. Tabarelli. 2002. Distance from roads and cities as a predictor of habitat loss and fragmentation in the caatinga vegetation of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **62**:897-905.
- Santos, B. A., V. Arroyo-Rodríguez, C. E. Moreno, and M. Tabarelli. 2010. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic forest. *PLoS ONE* **5**:e12625.
- Santos, B. A., C. Peres, M. A. Oliveira, A. Grillo, C. P. Alves-Costa, and M. Tabarelli. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* **141**:249-260.
- Santos, M. F. A. V., M. R. Ribeiro, and E. V. S. B. Sampaio. 1992. Semelhanças vegetacionais em sete solos da Caatinga. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* **27**:305-314.
- SAS Institute Inc. 2008. JMP Statistical Discovery.
- Serviço Geológico do Brasil. 2005. Projeto de cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Parnamirim, Estado de Pernambuco in Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM, editor. CPRM/PRODEEM.
- Shrader, A. M., G. I. H. Kerley, J. S. Brown, and B. P. Kotler. 2012. Patch Use in Free-Ranging Goats: Does a Large Mammalian Herbivore Forage like Other Central Place Foragers? *Ethology* **118**:967-974.
- Silva, F. B. R., J. C. P. Santos, A. B. Silva, A. C. Cavalcanti, F. H. B. B. Silva, N. Burgos, R. B. V. Parahyba, M. B. Oliveira-Neto, N. C. Sousa-Neto, J. C. d.

- Araújo-Filho, O. F. Lopes, L. R. Q. P. Luz, and A. P. Leite. 2001. Zoneamento Agroecológico de Pernambuco. Embrapa solos UEP Recife, Recife - Pe.
- Singh, S. P. 1998. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation* **25**:1-2.
- Sousa, C. L. 2003. Avaliação da pressão antrópica sobre a cobertura vegetal nos municípios de Cedro e Solidão (Sertão Pernambucano) com o uso de imagens TM Landsat e sistema de informações geográficas. Page 127. Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos.
- Tabarelli, M., J. M. C. Silva, and C. Gascon. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* **13**:1419-1425.
- Talamo, A., J. L. de Casenave, and S. M. Caziani. 2012. Components of woody plant diversity in semi-arid Chaco forests with heterogeneous land use and disturbance histories. *Journal of Arid Environments* **85**:79-85.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology* **67**:1167-1179.
- Urquiza-Haas, T., P. M. Dolman, and C. A. Peres. 2007. Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatan Peninsula, Mexico: Effects of forest disturbance. *Forest Ecology and Management* **247**:80-90.

TABELA 1: Resumo dos descritores de perturbação das 26 parcelas onde as comunidades de plantas lenhosas de Caatinga foram levantadas nos anos de 2010 e 2011 no município de Parnamirim, PE, Brasil. BNC = solo Bruno Não-Cálcico; DP = Desvio Padrão; N = tamanho amostral.

Descritor de Perturbação	Solo	Média	DP	N
Distância para Parnamirim (m)	BNC	8268,07	4900,98	11
	Regossolo	6028,32	800,41	15
	Total	6924,22	3346,07	26
Distância para assentamento humano mais próximo (m)	BNC	1665,85	663,55	11
	Regossolo	1290,13	363,71	15
	Total	1440,42	537,93	26
Distância para estrada mais próxima (m)	BNC	2341,66	4189,60	11
	Regossolo	404,21	419,95	15
	Total	1179,19	2833,33	26
Rebanho caprino	BNC	6,0	9,16	11
	Regossolo	45,40	32,97	15
	Total	29,64	32,53	26
Rebanho bovino	BNC	32,0	45,90	11
	Regossolo	47,80	147,88	15
	Total	41,48	118,42	26
Número de pessoas	BNC	4,50	3,77	11
	Regossolo	6,67	2,72	15
	Total	5,80	3,36	26

TABELA 2: Melhor modelo segundo o critério AICcWt ($k = 5$; $AICc = 147,26$; $\Delta AICc = 0,000$; $AICcWt = 0,35$; $p < 0,001$) para descrever a riqueza de plantas lenhosas na Caatinga no município de Parnamirim, PE, Brasil, envolveu as variáveis Solo, distância para a estrada mais próxima (Estrada) e distância para a sede do município de Parnamirim (Sede). Os valores de distância para a estrada mais próxima e para a sede do município de Parnamirim foram transformados segundo a função $\log(1/X)$ a fim de tornar a distância para os núcleos de atividades humanas diretamente proporcional à perturbação que ensejam. EP = Erro Padrão; t = Estatística t ; p = valor de p ; R^2 -ajustado = R^2 -ajustado para o modelo em questão.

Variáveis	Estimativa	EP	T	P	R^2 ajustado
Intercepto	83.589	13.677	6.112	0.000	0,462
Solo	-1.848	1.400	-1.320	0.200	
Estrada	-11.214	4.779	-2.347	0.028	
Sede	-215.481	49.717	-4.334	0.000	

TABELA 3: Efeito do tipo de solo e dos descritores de perturbações antrópicas sobre a composição de espécies de comunidades de plantas lenhosas da Caatinga (N = 26) amostrada em Parnamirim, PE, Brasil. Segundo uma Análise de Correspondência Canônica (999 permutações). gl = Graus de Liberdade; F = estatística F; p = valor de p.

Variáveis	Df	F	p
Solo	1	2,75	< 0,001
Pessoas	1	1,54	0,078
Pastejo	1	1,75	0,049
Residência	1	1,12	0,335
Estrada	1	1,14	0,343
Sede	1	3,13	< 0,001
Residual	19		

TABELA 4: Efeito do tipo de solo e dos descritores de perturbações antrópicas sobre a composição de características de história de vida das comunidades de plantas lenhosas da Caatinga (N = 26) em Parnamirim, PE, Brasil. Segundo uma Análise de Correspondência Canônica (999 permutações). gl = Graus de Liberdade; F = estatística F; p = valor de p.

Variáveis	Df	F	p
Solo	1	3,60	< 0,001
Pessoas	1	1,85	0,107
Pastejo	1	5,26	0,001
Residência	1	2,78	0,02
Estrada	1	1,26	0,271
Sede	1	2,05	0,078
Residual	19		

LEGENDAS DAS FIGURAS

FIGURA 1: Mapa exibindo as 26 parcelas onde foram amostradas as comunidades de plantas lenhosas da Caatinga e as residências onde foram realizadas as entrevistas para obtenção do número de pessoas e tamanho dos rebanhos bovino e caprino em dois tipos de solo no município de Parnamirim, PE, Brasil. Adicionalmente, é exibida também a imagem ALOS-AVNIR (resolução 10 m, de 2009).

FIGURA 2: Relação entre a riqueza de espécies de plantas lenhosas e os descritores de perturbação distância para a estrada mais próxima (Estrada) e distância para a sede do município de Parnamirim (Sede) de 26 áreas de Caatinga no município de Parnamirim, PE, Brasil. Os valores de distância para a estrada mais próxima e para o município de Parnamirim foram transformados segundo a função $\log(1/X)$ a fim de tornar a distância para os núcleos de atividades humanas diretamente proporcional à perturbação que ensejam.

FIGURA 3: Efeito do solo e dos descritores de perturbações antrópicas sobre a composição de espécies de plantas lenhosas em 26 áreas de Caatinga no município de Parnamirim, PE, Brasil, segundo uma análise de correspondência canônica (CCA). BNC – Solo Bruno não-cálcico, Reg – Solo Regossolo. Variáveis escritas em letras maiúsculas tiveram efeito significativo sobre a composição de espécies de plantas lenhosas na Caatinga.

FIGURA 4: Distribuição das características de história de vida das espécies de plantas amostradas em 26 áreas de Caatinga no município de Parnamirim, PE, Brasil. Os dados foram obtidos para as espécies cuja identificação até nível específico foi possível.

Mel./Ornit. Denota espécies que apresentam abelhas e aves como principais vetores de polinização.

FIGURA 5: Efeito do solo e dos descritores de perturbações antrópicas sobre a composição de características de história de vida das espécies de plantas lenhosas amostradas em 26 áreas de Caatinga no município de Parnamirim, PE, Brasil, segundo uma análise de correspondência canônica (CCA). A variável Solo está mais ligada ao eixo CCA 2, sendo que as parcelas sobre o solo Bruno-não-cálcico (BNC) estão relacionadas aos valores positivos desse eixo e as parcelas sobre o regossolo, relacionadas aos valores negativos. Variáveis escritas em letras maiúsculas tiveram efeito significativo sobre a composição de espécies de plantas lenhosas na Caatinga. (A) Características relacionadas à síndrome de polinização: ES – esfingofilia, FA – falenófilia, MEL – melitofilia, Mel./Orn. – melitofilia/ornitofilia, ORN – ornitofilia, DPI – diversos pequenos insetos, QUI – quiropterofilia. (B) Características relacionadas à síndrome de dispersão: ANE – anemocoria, BAL – balística. BAR – barocoria, ZOO – zoocoria. (C) Características relacionadas ao hábito: ARB – arbustivo, ARV – arbóreo, COL – cactos colunares, GLO – cactos globosos. (D) Classe de densidade da madeira.

FIGURA 1

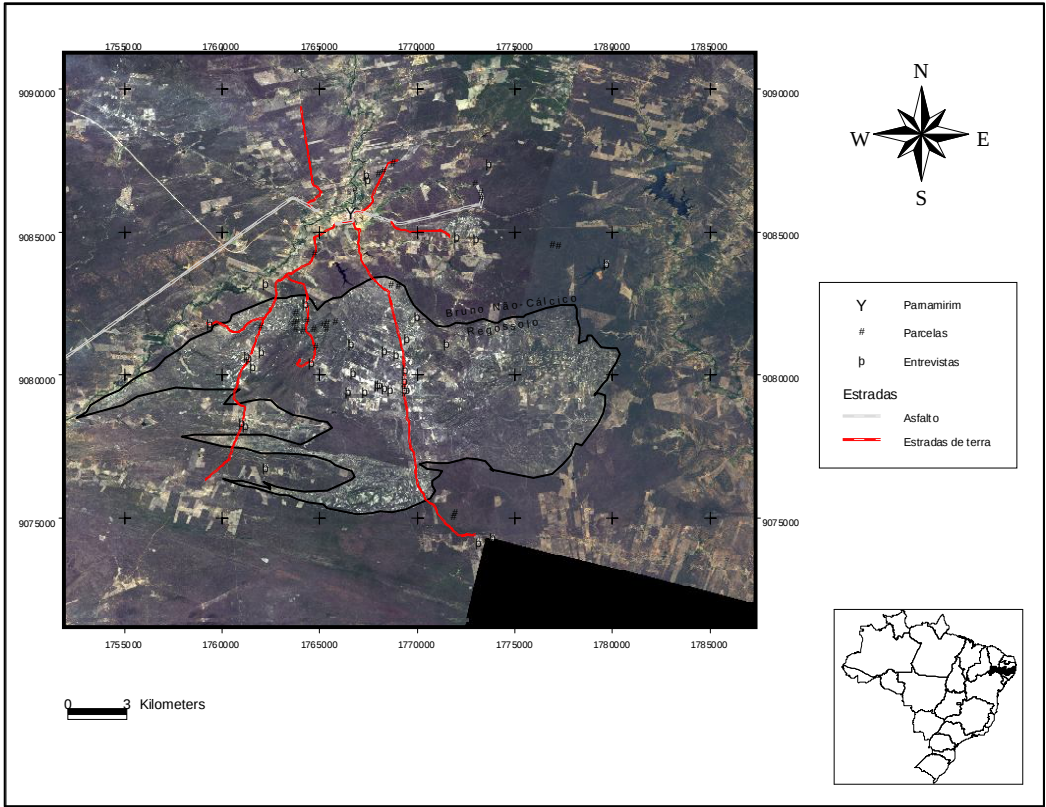


FIGURA 2

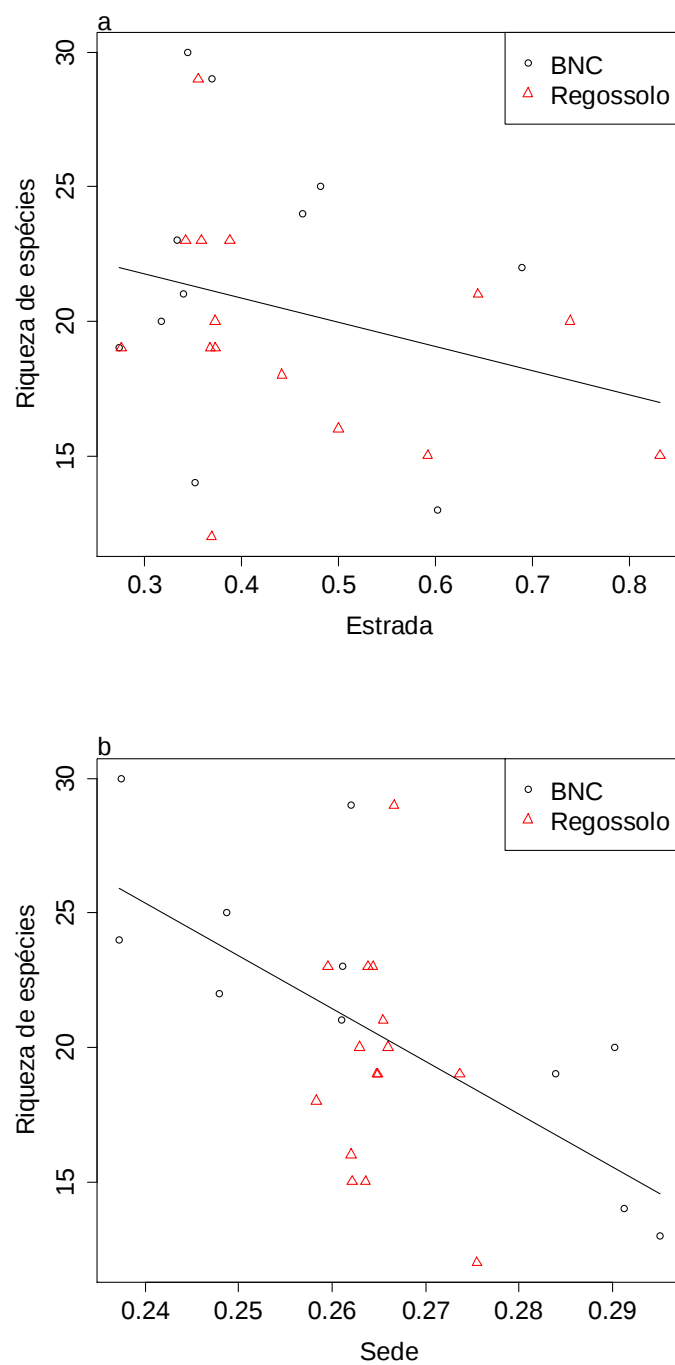


FIGURA 3

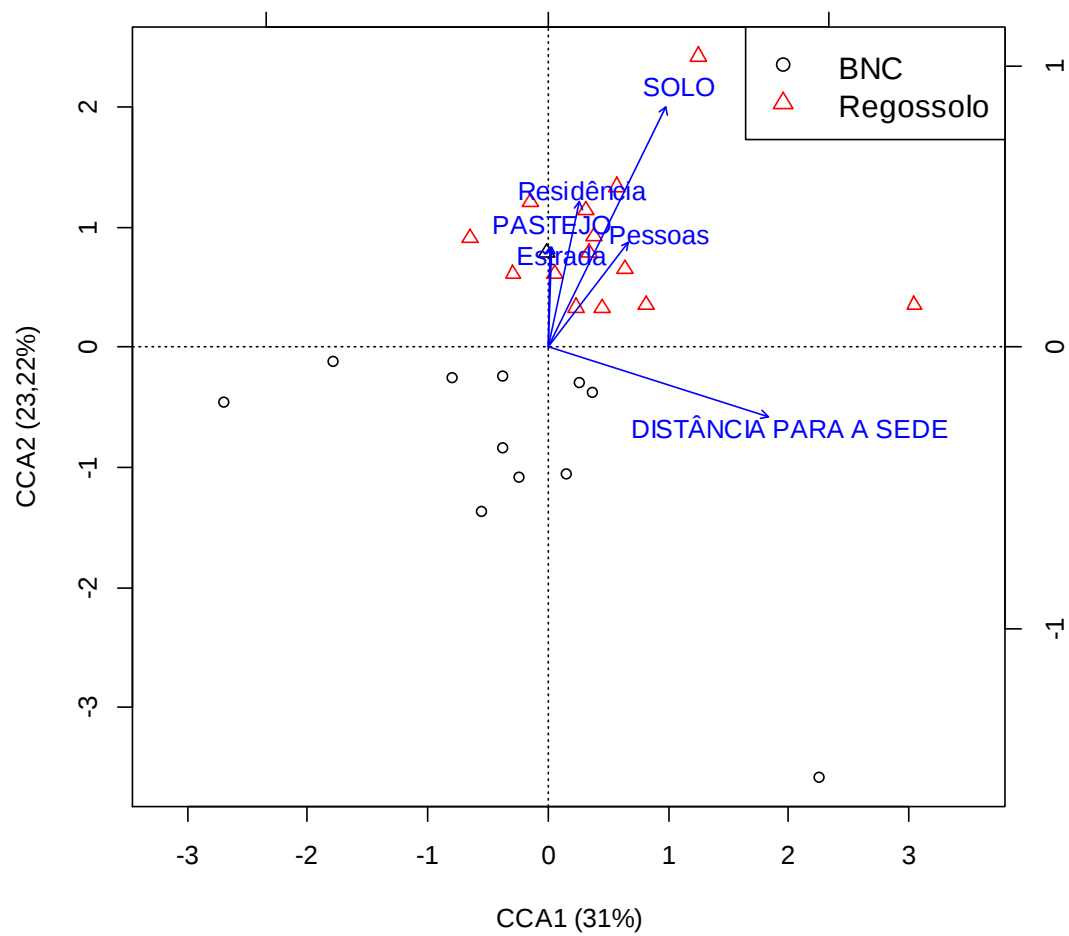


FIGURA 4

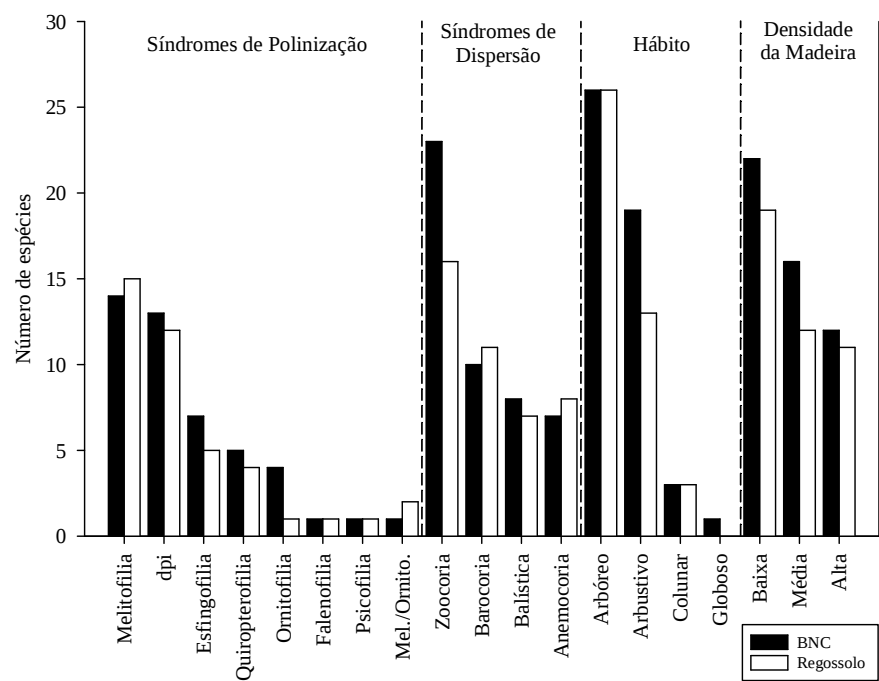
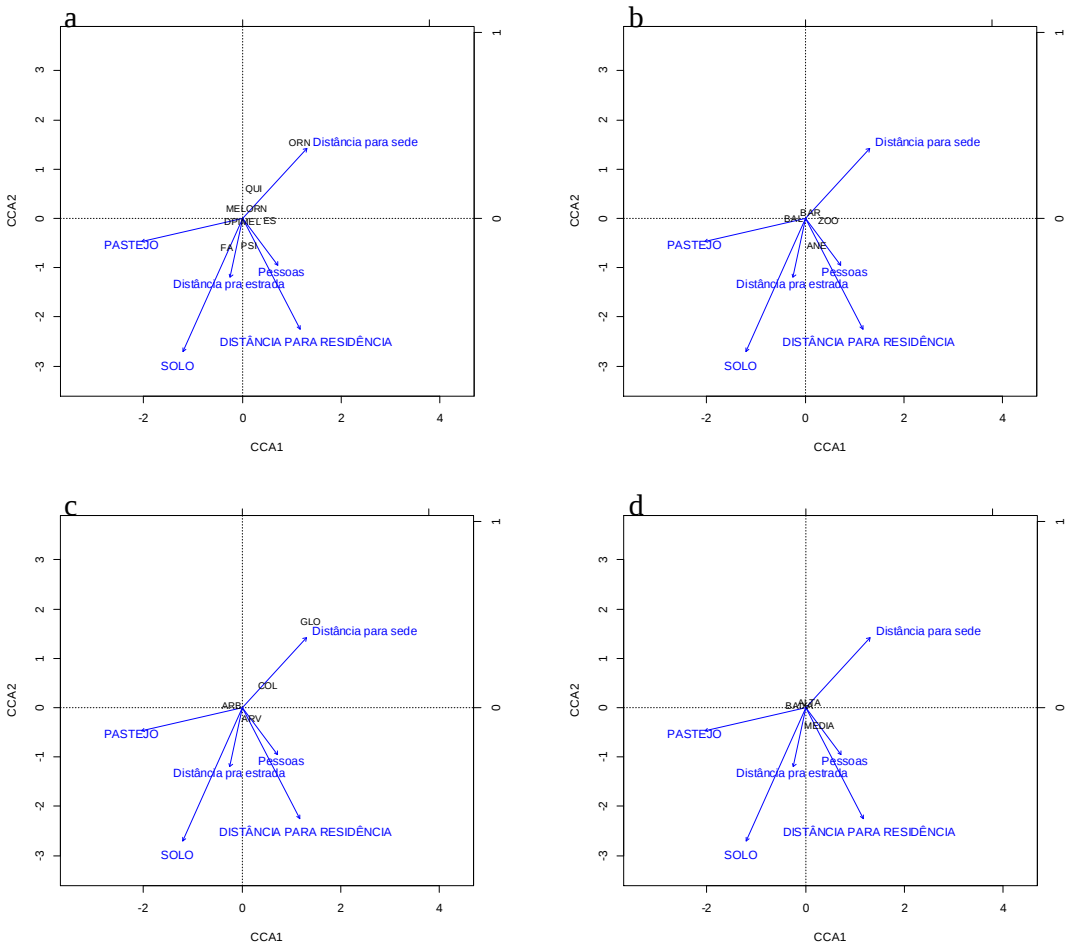


FIGURA 5



**CAPÍTULO 2: EFEITOS DAS PERTURBAÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE A
COMUNIDADE DE FORMIGAS DA CAATINGA**

Manuscrito a ser submetido ao periódico *Conservation Biology*

RESUMO

O padrão de reunião, manutenção e diversidade de comunidades locais é resultado de processos evolutivos, biogeográficos e ecológicos. Entre os ecológicos, as perturbações antrópicas podem alterar as condições físicas dos ecossistemas, influenciando a probabilidade de extinção/persistência de grupos de organismos. O objetivo deste estudo foi testar se as perturbações antrópicas reduzem a riqueza de espécies e alteram a composição taxonômica e funcional da comunidade de formigas na Caatinga. Também investigamos se o efeito de perturbações sobre a comunidade de formigas é menos intenso que sobre a comunidade de plantas, por esta última ser constituída por espécies de uso humano direto. A perturbação foi medida de maneira contínua e considerando diversos descritores (distâncias para estradas, cidades e fazendas e número pessoas e animais pastoreando as áreas) em 25 parcelas de 50 m x 20 m, dentro de um polígono de 152,18 km². As espécies de formigas epigéicas foram coletadas através de um conjunto de seis armadilhas de queda espaçadas por dez metros entre si. Nossos resultados mostraram que, de um modo geral, as perturbações antrópicas não influenciaram a riqueza de espécies de formigas. Entretanto, o solo e o número de pessoas vivendo no entorno das parcelas tiveram efeito sobre a composição taxonômica e o solo e o $\log(1/\text{distância para residência})$ tiveram influência sobre a composição funcional da comunidade de formigas. Além disso, os efeitos da perturbação sobre a comunidade de formigas foram menos intensos que sobre a comunidade de plantas, mostrando que o uso humano tem efeito mais forte sobre a biota que mudanças decorrentes de perturbações naturais. Nossos resultados indicam que áreas de Caatinga mais perturbadas retêm uma riqueza de espécies de formigas similar a áreas mais conservadas, mas há mudanças na composição taxonômica e funcional da comunidade.

Dessa forma, deve-se considerar a identidade das espécies/grupos funcionais de formigas ao invés do número de espécies na comunidade quando se planejar o manejo de áreas degradadas e a definição de áreas prioritárias para a conservação usando este grupo como bioindicador.

Palavras-chave: ecologia de comunidades, bioindicadores, Caatinga, degradação de habitats, diversidade de formigas, composição taxonômica, composição funcional, filtros ambientais.

INTRODUÇÃO

O padrão de reunião, manutenção e diversidade de comunidades locais é resultado de processos evolutivos (p.e. taxa de especiação), biogeográficos (p.e. processos migratórios) e ecológicos (p.e. interações entre as espécies, resposta das comunidades aos gradientes e às perturbações ambientais), e para ser entendido deve ser analisado em escala regional (Ricklefs 2008). De um modo geral, o conjunto de espécies que pode ocorrer em uma determinada área é delimitado pela interação entre esses processos, também conhecidos como filtros ambientais (Baraloto *et al.* 2012), e a força de cada um deles na determinação dos conjuntos locais e regional de espécies é variável no tempo e no espaço (Belyea & Lancaster 1999). Por conseguinte, uma vez que as espécies têm tolerâncias diferenciadas a esses fatores, as comunidades também são heterogêneas considerando diferentes escalas espaciais e temporais (Pavoine *et al.* 2011; Baraloto *et al.* 2012), e a probabilidade de extinção/persistência de grupos de organismos nos ecossistemas deve ser modulada por suas características mais sensíveis a esses filtros ambientais (Hobbs *et al.* 2006; Leal *et al.* 2012).

Por vezes, a ocorrência, ou mesmo a abundância, de uma espécie (ou grupos de espécies) pode estar estreitamente correlacionada com essas condições ambientais (e.g. temperatura e disponibilidade de recursos), nesse caso, pode-se dizer que essa espécie é um indicador biológico (ou bioindicador) dessas condições (Wilhm & Dorris 1968; Hammond 1994; McGeoch 1998). Além de indicar determinados conjuntos de condições ambientais, o padrão de riqueza de alguns grupos de organismos pode ser usado como indicativo da diversidade de outros grupos de organismos. Esses grupos de espécies são chamados de indicadores de biodiversidade, segundo McGeoch (1998). Espécies indicadoras de condições ambientais e de biodiversidade são muito úteis

quando se considera o grau de perturbação antrópica a que os ecossistemas estão sujeitos, e vêm sendo usadas, respectivamente, na determinação do grau de modificação que os sistemas naturais enfrentam (Andersen *et al.* 2004; Alves *et al.* 2011), e na identificação de áreas com alta diversidade (Larsen *et al.* 2009; Leal *et al.* 2010), que devem ser destinadas à conservação ambiental, em diversos ecossistemas. Leal *et al.* (2010), por exemplo, em ecossistemas de Floresta Atlântica (floresta tropical úmida) e de Caatinga (floresta tropical sazonalmente seca), encontraram que a diversidade de briófitas, pteridófitas, mamíferos, aves, aranhas, abelhas e cupins foi eficientemente prevista com o uso de dois grupos apenas, árvores e formigas. Restando, entretanto, saber qual a resposta de cada um dos grupos em relação à perturbação, o que permitiria elaborar previsões acerca da diversidade dos outros grupos.

Considerando as comunidades de formigas, os efeitos das perturbações podem ser exercidos através de mudanças no ambiente físico, como mudanças na temperatura e umidade, e através de mudanças no padrão de interações ecológicas, tais como modificações nos controles ascendentes e descendentes das populações e modificações nas relações de interação competitiva entre as espécies (Meyer *et al.* 2009; Parr & Gibb 2010; Laurance *et al.* 2011). Em qualquer desses casos, espera-se que as perturbações reduzam a diversidade de formigas, uma vez que os grupos de espécies cujas características de história de vida lhes confirmam menor tolerância a esses novos filtros ambientais devem ser extintos, ao menos localmente (Leal *et al.* 2012).

O desenvolvimento da teoria sobre a sucessão florestal e as regras de montagem de comunidades tem sido baseado em estudos em florestas temperadas e tropicais úmidas, permanecendo relativamente pouco conhecido se essas relações são válidas para as florestas tropicais sazonalmente secas, doravante FTSS (Lebrija-Trejos *et al.* 2010). As FTSS são menos diversas e estruturalmente mais simples que as florestas

tropicais úmidas, sendo, por isso, consideradas mais resilientes do que as florestas tropicais úmidas (Ewel 1980; Chazdon 2008). Essa maior resiliência, especialmente quando se consideram a recuperação do número de espécies pode ocultar mudanças nas relações de abundância e composição das espécies mais persistentes. Este fato é particularmente notável quando se observam comunidades de formigas de ambientes xéricos. Os filtros ambientais que começam a operar com o avanço das perturbações alteram o balanço competitivo entre as espécies, modificando os grupos mais abundantes, sem provocar, necessariamente, a extinção local dos grupos de formigas mais suscetíveis aos novos filtros ambientais (Hoffmann & Andersen 2003; Arnan *et al.* 2011; mas veja Leal *et al.* 2012 para redução na riqueza e diversidade de formigas). Essas modificações podem ter reflexos na composição funcional da comunidade de formigas, o que lhe confere uma boa condição de grupo indicador do estado de conservação dos ecossistemas, bem como da riqueza e diversidade de outros *taxa* com os quais coocorre (Leal *et al.* 2010). Entretanto, resta ainda responder quais *taxa* devem sobreviver e quais devem ser excluídos com o avanço das perturbações antrópicas.

Assim, o objetivo geral deste estudo foi testar a hipótese de que as áreas de Caatinga submetidas a maior nível de perturbação antrópica retêm menos biodiversidade de formigas. Considerando o aumento do grau de perturbação antrópica, esperamos que as comunidades de formigas apresentem: (1) menor riqueza de espécies; (2) mudanças na composição taxonômica e (3) mudanças na composição funcional das comunidades de formigas, de modo que grupos funcionais dominantes devem ser negativamente afetados pela perturbação enquanto que grupos subordinados a elas devem ser beneficiados. Por fim, devido ao uso humano das comunidades de plantas na Caatinga, esperamos que (4) os efeitos das perturbações sejam menos intensos na

comunidade de formigas quando comparados com os efeitos sobre a comunidade de plantas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido no município de Parnamirim, Pernambuco – Brasil (S 8,09° O 39,58°). Com precipitação e média térmica anual, respectivamente, de 569 mm e 26°C (Serviço Geológico do Brasil 2005), o clima na região é tropical semiárido (BSwh', segundo a classificação de Köppen). O terreno na região é de geomorfologia plana, com elevações discretas e predominância de geologia cristalina. Na região ocorrem solos do tipo Bruno-Não-Cálcicos (predominante), Regossolos, solos Podzólicos Amarelos e Planossolos (Silva et al. 2001). A vegetação do local é classificada como Caatinga hiperxerofítica e apresenta uma fisionomia predominantemente arbustiva-arbórea, com grande representatividade de plantas herbáceas na estação chuvosa, especialmente nas áreas onde ocorre o Regossolo (CPRM - Serviço Geológico do Brasil 2005).

As Caatingas na região enfrentam altos níveis de transformações antropogênicas, especialmente nas áreas circunvizinhas à sede do município e ao longo de corpos de água, como o rio Brígida, que drena a região (Sousa 2003). Segundo o autor, o regime de perturbações antrópicas a que região está submetida pode ser caracterizado como crônico (baixa intensidade e alta recorrência), e decorre de atividades como extração de madeira, caça, agricultura e pecuária extensivas, com alta propensão à desertificação.

Caracterização das perturbações antrópicas

Com base em observações de campo e imagens de satélite, 25 áreas foram selecionadas representando um gradiente de perturbação da região. Nestas áreas foram demarcadas parcelas de 50 m x 20 m dentro de um polígono de 152,18 km², sendo 10 em solo do tipo Bruno Não-Cálcico e 15 em Regossolo (FIGURA 1). As parcelas foram distribuídas nestes dois tipos de solos predominantes da região para controlar o efeito das características edáficas sobre as comunidades vegetais, que, por sua vez, têm forte relação com a comunidade de formigas (Leal 2003; Oliveira 2011).

Diferentes atividades humanas podem ter efeitos diversos sobre a biota da Caatinga, então, para caracterizar as perturbações de modo eficiente é necessário incluir e medir diversas fontes de perturbação. Martorell e Peters (2005, 2009) descreveram uma metodologia que condensa variadas fontes de perturbação, tais como agricultura, pecuária e modificação da superfície do solo pela construção civil. Assim, baseado em Martorell e Peters (2005, 2009) e considerando a realidade de ocupação humana e uso econômico da Caatinga, selecionamos três categorias de descritores de perturbação: (1) descritores ligados à distância de núcleos de atividade humana; (2) descritores ligados ao tamanho da população humana e (3) descritores ligados à perturbação exercida pela atividade pecuária.

Para os descritores relacionados à distância para núcleos de atividades humanas foi medida a distância em metros entre o ponto central de cada parcela e: (1) a sede do município de Parnamirim (S8.09° W39.58°); (2) o assentamento humano mais próximo; e (3) a menor distância entre o ponto central de cada parcela e a estrada mais próxima. Para os três descritores, quanto maior a distância para os núcleos de atividade humana, menor a perturbação a que a parcela está submetida (Ahrends *et al.* 2010). Todas essas medições foram feitas com o auxílio do software ArcView 3.2 (Esri 1998).

Posteriormente, os moradores dos assentamentos humanos nas imediações das parcelas foram entrevistados com a finalidade de determinar o número de pessoas em cada assentamento e acessar o tamanho dos rebanhos caprino e bovino, considerando tanto maior o nível de perturbação associada quanto maiores forem a população humana e os rebanhos. Após isso, em torno de cada parcela foram delimitados círculos de 2 km de raio com auxílio do *software* ArcView 3.2. (Esri 1998), e todos os assentamentos e rebanhos contidos dentro dessa área foram considerados como tendo influência sobre as parcelas. Essa distância foi definida tomando como base a distância aproximada que os animais (caprinos e bovinos) percorrem por dia, segundo relataram os moradores.

Levantamento da mirmecofauna

Em cada uma das 25 parcelas demarcadas foi feito um transecto linear de 50 m ao longo do qual foram estabelecidas seis armadilhas de queda (*pitfall traps*) espaçadas 10 m entre si. Este método é indicado para a coleta da fauna de formigas epigéicas (forrageiam abertamente sobre o solo), uma comunidade mais diversa que aquelas de formigas hipogéicas e arborícolas (Bestelmeyer *et al.* 2000). A armadilha de queda consistiu na inserção de um copo (13 cm de altura e 12 cm de abertura de boca) de plástico no solo, com a abertura ao nível do solo. Os copos foram preenchidos até 1/3 de sua capacidade com uma solução de etanol 90%. As armadilhas permaneceram ativas no campo por 48 h, sendo então recolhidas e as formigas coletadas trazidas para o laboratório para triagem, montagem e identificação de acordo com Bolton (1994).

Classificação das formigas em grupos funcionais

As formigas coletadas foram classificadas em grupos funcionais baseados em características comportamentais e ecológicas segundo Andersen (1995) e Andersen (1997) em: Camponotini Subordinadas – coocorrentes e submissas ao grupo funcional Dolichoderinae Dominantes, tem grande tamanho corporal e pertencem ao gênero *Camponotus* (Formicinae); Dolichoderinae Dominantes – abundantes, com colônias grandes, agressivas e comportamentalmente dominantes, exercem forte influência competitiva sobre outras espécies. É composto por espécies da subfamília Dolichoderinae, exceto *Dorymyrmex spurius*, que foi classificada como Oportunista; Espécies Crípticas – espécies que forrageiam sob a serapilheira, com relativamente pouca interação com formigas epigéicas (forrageiam dentro da serapilheira). Composto por espécies de diversas subfamílias, mas na Caatinga são bem representados pelo gênero *Solenopsis* (Myrmicinae); Oportunistas – espécies pouco especializadas, normalmente granívoras e adaptadas a ambientes perturbados ou com mirmecofauna pouco diversa. Composto por espécies de várias subfamílias; Myrmicinae generalistas – espécies cosmopolitas, que recrutam rapidamente e defendem recursos agrupados. Composto, principalmente, pelos gêneros *Pheidole* e *Crematogaster* (Myrmicinae); Predadoras especialistas – desenvolvem poucas interações com outras espécies em decorrência do hábito alimentar restrito. Normalmente possuem grande tamanho corporal e colônias pequenas. É composto em grande parte por espécies da subfamília Ponerinae. Um outro grupo funcional relatado em Andersen (1995) e Andersen (1997), Especialistas de Clima Tropical, foi desmembrado neste trabalho por apresentar grande representatividade em termos de espécies e em abundância (Alan N. Andersen, comunicação pessoal). Os grupos funcionais resultantes foram: Attini superiores – gêneros *Atta* e *Acromyrmex* da tribo Attini (Myrmicinae), os mais derivados dentro da tribo e que cultivam os fungos simbioss basicamente com folhas; Attini inferiores – os

demais gêneros da tribo Attini, todos menos derivados que *Atta* e *Acromyrmex* e que usam diversos substratos para a fungicultura. Especialistas em árvores – espécies pertencentes a diversas tribos e que nidificam e forrageiam na vegetação, por exemplo *Pseudomyrmex* (Pseudomyrmecinae), *Cephalotes* e *Myrmelachista* (Myrmicinae); e Formigas de Correição – espécies predadoras, com forrageamento legionário (toda a colônia se desloca), grande tamanho corporal e colônias grandes. Composto, principalmente, por espécies da subfamília Ecitoninae.

Análises estatísticas

Foi computada a riqueza de espécies em cada parcela. Como medida de abundância de uma espécie foi considerada a proporção de armadilhas de uma parcela em que essa espécie esteve presente (i.e. frequência de ocorrência). A fim de testar a existência de autocorrelação espacial entre as comunidades de formigas nas parcelas, foi executado o teste de Mantel (Mantel 1967). Os resultados mostraram que as comunidades de formigas não estiveram associadas à distância geográfica nem quando todas as parcelas foram tomadas em conjunto ($r = 0.136$; $p = 0,09$) e nem quando foram separadas em comunidades sobre solo Bruno Não-cálcico ($r = -0.0423$; $p = 0,69$) e comunidades sobre o regossolo ($r = 0.247$; $p = 0,084$), assim, as demais análises puderam ser conduzidas sem necessitar de controlar a distância (Dormann *et al.* 2007; Gotelli *et al.* 2009).

Para testar a previsão de que as perturbações antrópicas reduzem a riqueza de espécies das comunidades, foram gerados modelos com base nas variáveis solo (fator) e os descritores de perturbação: número de pessoas (Pessoas), logaritmo decimal tamanho do rebanho bovino e caprino (Pastejo) e o logaritmo decimal do inverso da distância ($1/\text{distância}$) das parcelas ao assentamento humano mais próximo (Residência), à

estrada mais próxima (Estrada) e à sede do município de Parnamirim (Sede). Após isso, calculou-se o Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc), que considera que valores baixos de AICc refletem o modelo de melhor ajuste. Assim, foram definidos a variação do AICc ($\Delta AICc$) e o *Weighted AICc* (AICcWt), de modo que dentre os modelos com $\Delta AICc < 2$ (ajuste satisfatório), escolhemos como melhor modelo aquele com maior valor AICcWt, conforme descrito em Burnham e Anderson (2002). Satisfeito esse critério, procederam-se os testes de significância estatística. Essas análises foram feitas com auxílio do pacote AICmodavg para o *software R* (R Development Core Team 2008).

Para testar o efeito das perturbações antrópicas e do tipo de solo sobre a composição de espécies foi executada uma análise de correspondência canônica segundo Ter Braak (1986). Após isso, foi executada uma análise com base em 999 permutações, tendo como variável explicativa categórica o tipo de solo e como variáveis explicativas contínuas os descritores de perturbação. Essas análises foram feitas com auxílio do pacote Vegan para o *software R* (R Development Core Team 2008).

Para testar o efeito das perturbações antrópicas sobre a composição funcional da comunidade de formigas, a abundância de cada grupo funcional foi calculada dividindo-se o número de espécies em um determinado grupo funcional pelo número de espécies total da parcela. Para testar o efeito das perturbações antrópicas e do tipo de solo sobre a composição de grupos funcionais de espécies foi executada uma análise de correspondência canônica segundo Ter Braak (1986) e uma análise com base em 999 permutações, ambas semelhantes às análises executadas para a composição de espécies.

Por fim, para comparar o efeito dos descritores de perturbação sobre a comunidades de plantas e formigas, os dados de riqueza das comunidades foram organizados segundo o grupo de organismos (plantas ou formigas) dos quais

provinham, e cada descritor de perturbação foi organizado em ordem crescente de perturbação e atribuindo-se um valor entre 1 (menor perturbação) e 5 (maior perturbação). O valor do Índice de Perturbação para cada parcela consistiu no somatório de todos os valores atribuídos aos seus descritores de perturbação (adaptado de Martorell & Peters 2005, 2009). Após isso, foi executada uma análise de covariância cujo objetivo específico era interação entre as variáveis grupo (fator) e índice de perturbação (covariável). Segundo Quinn e Kough (2002), um resultado significativo para o termo de interação denota que a inclinação da reta é diferente nos diferentes níveis do fator. Esta análise foi executada com auxílio do *software* R (R Development Core Team 2008).

RESULTADOS

Riqueza de espécies de formigas

Foram coletadas 43 espécies de formigas, divididas em 21 gêneros e sete subfamílias, sendo que as subfamílias mais bem representadas foram Myrmicinae (30 espécies) e Formicinae (12). Dentre os gêneros, o mais rico foi *Pheidole* (Myrmicinae; 17 espécies), seguido de *Camponotus* (Formicinae) e *Solenopsis* (Myrmicinae; 8 espécies cada um). Considerando a ocorrência das espécies nas parcelas, três, *Dinoponera quadriceps* (Ponerinae), *Camponotus* sp. 2 (Formicinae) e *Solenopsis* sp. 6 (Myrmicinae), estiveram presentes em todas as parcelas, 14 espécies ocorreram em mais de 50% das parcelas, 45 espécies em menos de 50% das parcelas e 13 espécies foram exclusivas de uma única parcela.

O número de espécies no conjunto total das parcelas variou entre 10 e 24 (14,96 espécies $\pm$ 3,16 DP), sendo que as comunidades sobre o solo BNC apresentaram 34

espécies ao todo ($15,20 \text{ espécies} \pm 2,96 \text{ DP}$) e as comunidades sobre o regossolo apresentaram 38 espécies ao todo ($14,8 \pm 3,19 \text{ DP}$). O melhor modelo segundo o critério AICcWt envolveu somente a variável distância para a estrada mais próxima (Estrada; $k = 3$; $\text{AICc} = 133,93$; $\Delta \text{AICc} = 0,000$; $\text{AICcWt} = 0,1$; $p = 0,396$). Entretanto, não foi evidenciado efeito desta variável sobre o número de espécies de formigas (TABELA 1).

Composição taxonômica

O eixo 1 da análise de correspondência canônica explicou 18,8% da variação da composição de espécies de formigas e esteve mais relacionado às variáveis tipo de solo e distância das parcelas ao assentamento humano mais próximo (Residência). O eixo 2 da CCA explicou 6,44% da variação na composição de espécies e esteve mais ligado às variáveis número de pessoas vivendo no entorno das parcelas (Pessoas) e à distância para a sede do município de Parnamirim (Sede), conforme mostra a FIGURA 3. A composição das comunidades de formigas foi influenciada pelo solo ($gl = 1$, $F = 5,373$, $p < 0,001$) e pela perturbação associada ao número de pessoas ($gl = 1$, $F = 1,716$, $p = 0,032$; TABELA 2).

Composição funcional

Considerando a ocorrência dos diferentes grupos funcionais de formigas na Caatinga, o grupo Myrmicinae Generalistas teve o maior número médio de ocorrências, sendo o grupo mais abundante nas comunidades sobre o solo BNC. Nas comunidades sobre o regossolo, os grupos Attini Inferiores e Oportunistas foram os mais abundantes. Além disso, as comunidades sobre o regossolo tiveram grupos exclusivos, Formigas de

Correição (*Nomamyrmex* sp. 1, Ecitoninae) e o grupo Attini Superiores (*Acromyrmex rugosus*, Myrmicinae; FIGURA 3).

O tipo de solo e os descritores de perturbação explicaram 47,6% da variação dos dados de abundância dos grupos funcionais de formigas na análise de correspondência canônica. O eixo CCA1, respondeu por 41,14% dessa variação, e foi mais relacionado ao tipo de solo e à distância para a estrada mais próxima, enquanto que o eixo CCA2 explicou 2,26% dessa variação e esteve mais relacionado à distância para a sede do município de Parnamirim e ao número de pessoas vivendo no entorno das parcelas. O tipo de solo teve importância significativa na ordenação das comunidades de formigas da Caatinga considerando os grupos funcionais ($gl = 1$; $F = 12,721$; $p < 0,001$), porém os descritores de perturbação antrópica não afetaram a composição funcional das comunidades de formigas (TABELA 3; FIGURA 4).

Comparação entre as respostas das comunidades de plantas e formigas

A interação entre o fator grupo (comunidade de plantas ou de formigas) com a covariável índice de perturbação foi significativa ($gl = 2$; Soma dos Quadrados – SQ = 387,416; $F = 11,428$; $p = 0,000$). De fato, a inclinação da reta de regressão entre o índice de perturbação e a riqueza da comunidade de plantas foi em torno de cinco vezes maior que a inclinação da reta de regressão entre o índice de perturbação e a riqueza da comunidade de formigas (FIGURA 5).

DISCUSSÃO

Nesse estudo investigamos como a fauna de formigas é influenciada por perturbações antrópicas. Nenhum dos modelos que cumpriu o critério de seleção

explicou a variação da riqueza de espécies de comunidades de formigas da Caatinga, sendo que nem o tipo de solo nem qualquer dos descritores de perturbação antrópica teve efeito significativo sobre o número de espécies de formigas. Entretanto, os efeitos do solo e da perturbação (e.g. número de pessoas) foram evidentes na composição taxonômica, mas não sobre a composição funcional da comunidade de formigas. Além disso, a comunidade de formigas foi menos afetada pelas perturbações que a comunidade de plantas, o que sugere que os efeitos do uso direto por parte das populações humanas podem modular a intensidade das mudanças que as comunidades de organismos sofrem em decorrência das perturbações antrópicas. De um modo geral, os resultados mostram que variáveis relacionadas à intensidade de uso local, bem como variáveis relacionadas à intensidade de mudança de uso do solo devem ser levadas em consideração no manejo de áreas degradadas. Além disso, os grupos de organismos mais diretamente impactados pelas perturbações antrópicas devem ser mais eficientes na bioindicação que os grupos de organismos indiretamente impactados, como as formigas. Caso seja necessário o uso de formigas no planejamento de estratégias de conservação e no monitoramento de áreas degradadas de Caatinga, deve-se considerar a identidade das espécies/grupos funcionais ao invés de considerar somente o número de espécies na comunidade.

A riqueza total de espécies de formigas (56 espécies) coletada neste trabalho foi compatível com outros estudos para ambientes semiáridos, como Oliveira (2011), Leal (2003) e Nunes *et al.* (2011). A riqueza local variou entre 11 e 27 espécies, também compatível com outros trabalhos (Nunes *et al.* 2011; Oliveira 2011), e não foi explicada pelo nível de perturbação da área. Duas possibilidades podem explicar estes resultados: a fauna de formigas da Caatinga é bastante resistente (não muda) e/ou resiliente (muda, mas volta à condição pré-distúrbio rapidamente) a perturbações antrópicas. Como

constatamos alterações na composição taxonômica e funcional conforme mudava a intensidade de alguns descritores de perturbação, a possibilidade de alta resiliência parece mais adequada. De fato, as comunidades de formiga são altamente diversas em termos de espécies, funções ecológicas desempenhadas e comportamentos (Hölldobler & Wilson 1990; Wilson 1990), o que lhes confere alta plasticidade, pois as espécies que não toleram as condições ambientais decorrentes das perturbações podem ser prontamente substituídas por espécies que toleram essas mesmas condições (Schmidt *et al.* 2013). Essa característica permitiria o rápido retorno do número de espécies nas comunidades de formigas aos níveis pré-distúrbio, já que o cenário de perturbações crônicas na Caatinga daria tempo para a ocorrência dessa dinâmica de extinção/colonização local.

Considerando a composição de espécies, as comunidades de formigas foram separadas segundo o tipo de solo sobre o qual se desenvolvem, refletindo as diferenciações ecológicas entre os dois tipos de substratos (e.g. rugosidade), bem como as diferenças na composição de espécies de plantas (vide capítulo 1). Em relação aos descritores de perturbação, somente o número de pessoas residentes no entorno das parcelas teve efeito significativo sobre a composição de espécies da comunidade de formigas da Caatinga, sendo que as comunidades sobre o regossolo estiveram mais sujeitas à perturbação que as comunidades sobre o BNC (FIGURA 2), um reflexo da maior população humana no regossolo (TABELA 1). O tipo de uso que a população humana faz dos recursos naturais pode ser responsável por esse efeito, uma vez que o corte de madeira ou mesmo a caça de animais silvestres pode modificar condições bióticas e abióticas locais, modificando a comunidade de formigas. Essa hipótese carece de maior suporte, uma vez que o número de pessoas teve efeito apenas marginalmente significativo sobre a composição de espécies de plantas (vide capítulo 1), de modo que

conhecer quais usos dos recursos naturais por parte da população residente são mais influentes na composição de espécies de formigas permanece como uma boa oportunidade de investigação. Adicionalmente, eventos de perturbações agudas (como a construção da Ferrovia Transnordestina e dos canais do Projeto de Integração do Rio São Francisco) consistem em boas oportunidades para investigar se o tipo de distúrbio (agudo vs. crônico) propicia respostas diferentes da comunidade de formigas, bem como permite a observação de cronosequências de regeneração, o que permite investigar a sucessão ecológica nas comunidades de formigas da Caatinga.

Similarmente à composição de espécies, a composição funcional de formigas também foi afetada pelo tipo solo. Os grupos Espécies Crípticas (EC), Camponotini Subordinadas (CS) e Myrmicinae Generalistas (MG) foram mais relacionados com o solo BNC, enquanto que Dolichoderinae Dominantes (DD), Attini Inferiores (AI), Formigas de Correição (FC) e as Oportunistas (O) estiveram mais relacionadas ao regossolo (FIGURA 3 e FIGURA 4). Segundo Kaspari e Weiser (1999), formigas devem atender a uma demanda conflitante entre sobreviver, representada pelo tamanho corporal e biomassa, e deslocar-se, representada pelo comprimento das pernas. Em substratos muito rugosos, formigas com uma menor relação perna/corpo seriam favorecidas, e, conforme a rugosidade diminui, essa relação para as espécies de formigas tende a aumentar (hipótese do tamanho do grão *sensu* Kaspari & Weiser 1999). Isso explicaria a predominância de espécies com menor tamanho corporal, como espécies do gênero *Solenopsis* (Espécie Críptica), nas comunidades sobre o BNC, e espécies com maiores necessidades de deslocamento, como *Dorymyrmex thoracicus*, pertencente ao grupo funcional Dolichoderinae Dominantes, nas comunidades do regossolo. Entretanto, outros fatores precisam ser observados já as formigas do grupo Predadoras Especialistas (subfamília Ponerinae), que são espécies de grande tamanho

corporal e pernas compridas, foram mais relacionadas ao solo BNC, que é o substrato mais rugoso.

A composição funcional da comunidade de formigas da Caatinga não respondeu aos descritores de perturbação. A classificação funcional utilizada neste trabalho (Andersen, 1995; Andersen 1997) foi definida tomando como base a fauna de formigas australiana e como essas espécies respondem a perturbações na Austrália, e, embora já se tenha sugerido que esta é uma classificação universal (Andersen, 1997), pode ser que a mirmecofauna da Caatinga tenha um comportamento distinto. Aparentemente, as espécies na Caatinga exibem um comportamento mais generalista com marcada plasticidade na dieta e comportamento de nidificação, assim, assumindo que as perturbações podem modificar a disponibilidade de recursos alimentares e de locais de nidificação, o efeito sobre a composição funcional de formigas pode ser atenuado pela plasticidade da comunidade. Entretanto, como foi evidenciado efeito da perturbação (número de pessoas residentes no entorno das parcelas) sobre a composição taxonômica das comunidades de formigas, é necessário testar a efetividade da classificação funcional (Andersen, 1995; Andersen, 1997) e propor adaptações dessas classes à mirmecofauna da Caatinga. Com isso pode-se propor uma nova hierarquia de competição entre os grupos funcionais e testar se a dominância ecológica exercida pelas Dolichoderinae Dominantes é importante para a estruturação das comunidades de formigas da Caatinga, como encontrado por Sanders *et al.* (2007) para comunidades de formigas arbóreas.

Quando comparada às comunidades de plantas, os efeitos das perturbações antrópicas foram menos intensos sobre as comunidades de formigas, dado que a riqueza de espécies não respondeu ao índice de perturbação, enquanto que a riqueza de plantas foi negativamente afetada. Adicionalmente, a composição taxonômica da fauna de

formigas respondeu a apenas um descritor de perturbação cada (i.e. número de pessoas residentes no entorno das parcelas) e a composição funcional não foi sensível à perturbação, enquanto que a composição de plantas respondeu a dois descritores cada (pastejo e distância para a sede do município de Parnamirim para composição taxonômica e pastejo e distância para a residência mais próxima para composição funcional). Estes resultados também demonstram um menor efeito das perturbações sobre a fauna de formigas, agora também no que diz respeito à composição da comunidade. Isso decorre do fato de as plantas serem alvo do uso direto pelas populações humanas e sofrerem ainda com as alterações decorrentes das perturbações, enquanto que as comunidades de formigas responderam a esses fatores de maneira indireta, via alterações de condições ambientais como temperatura, disponibilidade de recursos e modificações nas interações com outras espécies.

A maior influência de perturbações antrópicas sobre a comunidade de plantas lenhosas da Caatinga do que sobre a fauna de formigas não é surpreendente tendo em vista sua utilização direta mais intensa pelas populações humanas, mas é contrária ao observado em outros ecossistemas, como por exemplo, na floresta Atlântica Nordestina. Vários estudos tem evidenciado que o processo de perda e fragmentação de habitats reduz a riqueza de formigas (Bieber *et al.* 2006; Gomes *et al.* 2010; Leal *et al.* 2012), mas não de plantas (Grillo *et al.* 2006). Os efeitos de fragmentação sobre plantas são mais evidenciados na composição funcional das assembléias, com proliferação de pioneiras (Oliveira *et al.* 2004; Tabarelli *et al.* 2010) em detrimento de espécies emergentes e de dossel, de regeneração tolerante à sombra, com flores e frutos grandes utilizados por vertebrados (Melo *et al.* 2006; Santos *et al.* 2008; Lopes *et al.* 2009; Tabarelli *et al.* 2010). Além disso, esses resultados também desafiam a ideia de que plantas (especialmente árvores) não são boas bioindicadoras porque tem ciclo de vida

longo e suas respostas a mudanças ambientais são muito lentas (Freitas *et al.* 2006). Nossos resultados demonstram que plantas lenhosas (que também incluem espécies de árvores de vida longa) podem ser melhores indicadoras de perturbação antrópica em áreas de Caatinga do que formigas, especialmente para inventários rápidos, uma vez que apenas a riqueza já pode indicar maior ou menor nível de perturbação.

Por fim, do ponto de vista da conservação, as comunidades de formigas sobre os diferentes tipos de solo devem ser manejadas diferentemente, uma vez que apresentam composição taxonômica e funcional diferente. Assim, tendo em vista a elaboração de planos de manejo de áreas degradadas, bem como a definição áreas prioritárias para a conservação com base nas comunidades de formigas, é insuficiente usar somente o número de espécies, sendo mais importante a identidade das espécies a fim de garantir a restauração/manutenção dos diferentes serviços ecológicos prestados pelas formigas. Além disso, formigas e plantas exibem respostas complementares à perturbação, sendo ambos os grupos importantes e passíveis de uso como bioindicadores. As plantas reduzindo a riqueza e mudando a composição das assembleias devido ao uso direto pela população humana, e as formigas, que não são utilizadas diretamente pelas populações humanas, mudam a estrutura da comunidade em decorrência das mudanças ambientais que se seguem às perturbações antrópicas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahrends, A., N. D. Burgess, S. A. H. Milledge, M. T. Bulling, B. Fisher, J. C. R. Smart, G. P. Clarke, B. E. Mhoro, and S. L. Lewis. 2010. Predictable waves of sequential forest degradation and biodiversity loss spreading from an African city. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **107**:14556-14561.

- Alves, W. F., A. S. Mota, R. A. A. de Lima, R. Bellezoni, and A. Vasconcellos. 2011. Termites as bioindicators of habitat quality in the Caatinga, Brazil: is there agreement between structural habitat variables and the sampled assemblages? *Neotropical Entomology* **40**:39-46.
- Andersen, A. N. 1995. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. *Journal of Biogeography* **22**:15 - 29.
- Andersen, A. N. 1997. Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. *Journal of Biogeography* **24**:433-460.
- Andersen, A. N., A. Fisher, B. D. Hoffmann, J. L. Read, and R. Richards. 2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology* **29**:87-92.
- Arnan, X., C. Gaucherel, and A. N. Andersen. 2011. Dominance and species co-occurrence in highly diverse ant communities: a test of the interstitial hypothesis and discovery of a three-tiered competition cascade. *Oecologia* **166**:783-794.
- Baraloto, C., O. J. Hardy, C. E. T. Paine, K. G. Dexter, C. Cruaud, L. T. Dunning, M. A. Gonzalez, J. F. Molino, D. Sabatier, V. Savolainen, and J. Chave. 2012. Using functional traits and phylogenetic trees to examine the assembly of tropical tree communities. *Journal of Ecology* **100**:690-701.
- Belyea, L. R., and J. Lancaster. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos* **86**:402-416.
- Bestelmeyer, B. T., D. Agosti, L. E. Alonso, C. R. F. Brandão, W. L. Brown-Jr., J. H. C. Delabie, and R. Silvestre. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants: an overview, description and evaluation in D. Agosti, J. Majer, E. Alonso, and T. R. Schultz, editors. *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- Bieber, A. G. D., O. P. G. Darrault, C. d. C. Ramos, K. K. Melo, and I. Leal. 2006. Formigas in K. C. Pôrto, J. S. Almeida Cortez, and M. Tabarelli, editors.

- Diversidade biológica e conservação da Floresta Atlântica ao Norte do rio São Francisco. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Bolton, B. 1994. Identification Guide to the Ant Genera of the World Harvard. University Press, Cambridge.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson 2002. Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Springer, New York, USA.
- Chazdon, R. 2008. Chance and determinism in tropical forest succession. Pages 384 - 408 in W. P. Carson, and S. A. Schinitzer, editors. Tropical forest community ecology. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- CPRM - Serviço Geológico do Brasil 2005. Diagnóstico do município de Parnamirim, estado de Pernambuco. CPRM/PRODEEM, Recife - Pe.
- Dormann, C. F., J. M. McPherson, M. B. Araujo, R. Bivand, J. Bolliger, G. Carl, R. G. Davies, A. Hirzel, W. Jetz, W. D. Kissling, I. Kuhn, R. Ohlemuller, P. R. Peres-Neto, B. Reineking, B. Schroder, F. M. Schurr, and R. Wilson. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* **30**:609-628.
- Esri. 1998. ArcView Gis 3.2a. ESRI, USA.
- Ewel, J. 1980. Tropical succession - manifold routes to maturity. *Biotropica* **12**:2-7.
- Freitas, A. V. L., I. R. Leal, M. Uehara-Prado, and L. Iannuzzi. 2006. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. Pages 357-384 in C. F. Rocha, H. Bergalo, M. V. Sluys, and M. A. Alves, editors. *Biologia da Conservação. Essências*. Rima Editora, São Carlos.
- Gomes, J. P., L. Iannuzzi, and I. R. Leal. 2010. Response of the ant community to attributes of fragments and vegetation in a Northeastern Atlantic Rain Forest area, Brazil. *Neotropical Entomology* **39**:898-905.
- Gotelli, N. J., M. J. Anderson, H. T. Arita, A. Chao, R. K. Colwell, S. R. Connolly, D. J. Currie, R. R. Dunn, G. R. Graves, J. L. Green, J. A. Grytnes, Y. H. Jiang, W. Jetz, S. K. Lyons, C. M. McCain, A. E. Magurran, C. Rahbek, T. Rangel, J.

- Soberon, C. O. Webb, and M. R. Willig. 2009. Patterns and causes of species richness: a general simulation model for macroecology. *Ecology Letters* **12**:873-886.
- Grillo, A. S., M. A. Oliveira, and M. Tabarelli. 2006. Ávores in K. C. Pôrto, J. S. Almeida Cortez, and M. Tabarelli, editors. *Diversidade biológica e conservação da Floresta Atlântica ao Norte do rio São Francisco*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Hammond, P. M. 1994. Practical approaches to the estimation of the extent of biodiversity in speciose groups. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* **345**:119-136.
- Hobbs, R. J., S. Arico, J. Aronson, J. S. Baron, P. Bridgewater, V. A. Cramer, P. R. Epstein, J. J. Ewel, C. A. Klink, A. E. Lugo, D. Norton, D. Ojima, D. M. Richardson, E. W. Sanderson, F. Valladares, M. Vila, R. Zamora, and M. Zobel. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* **15**:1-7.
- Hoffmann, B. D., and A. N. Andersen. 2003. Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. *Austral Ecology* **28**:444-464.
- Hölldobler, B., and E. O. Wilson 1990. *The ants*. Springer-Verlag, Berlin, London, Paris, Tokyo, Hong Kong.
- Kaspari, M., and M. D. Weiser. 1999. The size-grain hypothesis and interspecific scaling in ants. *Functional Ecology* **13**:530-538.
- Larsen, F. W., J. Bladt, and C. Rahbek. 2009. Indicator taxa revisited: useful for conservation planning? *Diversity and Distributions* **15**:70-79.
- Laurance, W. F., J. L. C. Camargo, R. C. C. Luizao, S. G. Laurance, S. L. Pimm, E. M. Bruna, P. C. Stouffer, G. B. Williamson, J. Benitez-Malvido, H. L. Vasconcelos, K. S. Van Houtan, C. E. Zartman, S. A. Boyle, R. K. Didham, A. Andrade, and T. E. Lovejoy. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation* **144**:56-67.

- Leal, I., A. Bieber, M. Tabarelli, and A. Andersen. 2010. Biodiversity surrogacy: indicator taxa as predictors of total species richness in Brazilian Atlantic forest and Caatinga. *Biodiversity and Conservation* **19**:3347-3360.
- Leal, I. R. 2003. Diversidade de formigas em diferentes unidades de paisagem da caatinga. Pages 435-461 in I. R. Leal, J. M. C. d. Silva, and M. Tabarelli, editors. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora universitária da UFPE, Recife.
- Leal, I. R., B. K. C. Filgueiras, J. P. Gomes, L. Iannuzzi, and A. N. Andersen. 2012. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation* **21**:1687-1701.
- Lebrija-Trejos, E., J. A. Meave, L. Poorter, E. A. Pérez-García, and F. Bongers. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **12**:267-275.
- Lopes, A. V., L. C. Girao, B. A. Santos, C. A. Peres, and M. Tabarelli. 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* **142**:1154-1165.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* **27**:209-220.
- Martorell, C., and E. M. Peters. 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation* **124**:199-207.
- Martorell, C., and E. M. Peters. 2009. Disturbance-Response Analysis: a Method for Rapid Assessment of the Threat to Species in Disturbed Areas. *Conservation Biology* **23**:377-387.
- McGeoch, M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* **73**:181-201.

- Melo, F. P. L., R. Dirzo, and M. Tabarelli. 2006. Biased seed rain in forest edges: Evidence from the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* **132**:50-60.
- Meyer, S. T., I. R. Leal, and R. Wirth. 2009. Persisting hyper-abundance of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) at the edge of an old Atlantic forest fragment. *Biotropica* **41**:711-716.
- Nunes, F. A., G. B. Martins Segundo, Y. B. Vasconcelos, R. Azevedo, and Y. Quinet. 2011. Ground-foraging ants (Hymenoptera: Formicidae) and rainfall effect on pitfall trapping in a deciduous thorn woodland (Caatinga), Northeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical* **59**:1637-1650.
- Oliveira, F. M. P. 2011. Influência de perturbações antrópicas sobre a composição de espécies e de grupos funcionais de formigas (HYENOPTERRA: FORMICIDAE) na Caatinga. Page 66. Departamento de Zoologia. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Oliveira, M. A., A. S. Grillo, and M. Tabarelli. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* **38**:389-394.
- Parr, C. L., and H. Gibb. 2010. Competition and the role of dominant ants. Pages 77-96 in L. Lach, C. L. Parr, and K. L. Abbott, editors. *Ant Ecology*. Oxford University Press, New York.
- Pavoine, S., E. Vela, S. Gachet, G. de Bélair, and M. B. Bonsall. 2011. Linking patterns in phylogeny, traits, abiotic variables and space: a novel approach to linking environmental filtering and plant community assembly. *Journal of Ecology* **99**:165-175.
- Quinn, G. P., and M. J. Keough 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- R Development Core Team. 2008. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ricklefs, R. E. 2008. Disintegration of the Ecological Community. *American Naturalist* **172**:741-750.

- Sanders, N. J., G. M. Crutsinger, R. R. Dunn, J. D. Majer, and J. H. C. Delabie. 2007. An ant mosaic revisited: dominant ant species disassemble arboreal ant communities but co-occur randomly. *Biotropica* **39**:422-427.
- Santos, B. A., C. Peres, M. A. Oliveira, A. Grillo, C. P. Alves-Costa, and M. Tabarelli. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* **141**:249-260.
- SAS Institute. 2008. JMP Statistical Discovery.
- Schmidt, F. A., C. R. Ribas, and J. H. Schoereder. 2013. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. *Ecological Indicators* **24**:158-166.
- Serviço Geológico do Brasil. 2005. Projeto de cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Parnamirim, Estado de Pernambuco in Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CPRM, editor. CPRM/PRODEEM.
- Silva, F. B. R., J. C. P. Santos, A. B. Silva, A. C. Cavalcanti, F. H. B. B. Silva, N. Burgos, R. B. V. Parahyba, M. B. Oliveira-Neto, N. C. Sousa-Neto, J. C. d. Araújo-Filho, O. F. Lopes, L. R. Q. P. Luz, and A. P. Leite. 2001. Zoneamento Agroecológico de Pernambuco. Embrapa solos UEP Recife, Recife - Pe.
- Sousa, C. L. 2003. Avaliação da pressão antrópica sobre a cobertura vegetal nos municípios de Cedro e Solidão (Sertão Pernambucano) com o uso de imagens TM Landsat e sistema de informações geográficas. Page 127. Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos.
- Tabarelli, M., A. V. Aguiar, L. C. Girao, C. A. Peres, and A. V. Lopes. 2010. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in Northeastern Brazil. *Conservation Biology* **24**:1654-1663.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology* **67**:1167-1179.

Wilhm, J. L., and T. C. Dorris. 1968. Biological parameters for water quality criteria. *BioScience* **18**:477-481.

Wilson, E. O. 1990. *Success and Dominance in Ecosystems: The Case of the Social Insects*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.

TABELA 1: Melhor modelo segundo o critério AICcWt ($k = 3$; $AICc = 133,93$; $\Delta AICc = 0,000$; $AICcWt = 0,1$; $p = 0,396$) para descrever a riqueza de plantas lenhosas na Caatinga no município de Parnamirim, PE, Brasil, envolveu a variável distância para a estrada mais próxima (Estrada). Os valores de distância para a estrada mais próxima foram transformados segundo a função $\log(1/X)$ a fim de torná-los diretamente proporcionais à perturbação que ensejam. EP = Erro Padrão; t = Estatística t; p = valor de p; R^2 -ajustado = R^2 -ajustado para o modelo em questão.

Modelo	Estimativa	EP	t	p	R^2 ajustado
Intercepto	16.635	2.039	8.158	0.000	0,00
Estrada	-3.741	4.327	-0.865	0.396	

TABELA 2: Efeito do tipo de solo e das perturbações antrópicas sobre a composição de espécies de comunidades de formigas da Caatinga (N = 25) em Parnamirim, PE, Brasil, gl = Graus de Liberdade; F = estatística F; p = valor de p.

Variáveis	Df	F	p
Solo	1	5.373	0.000
Pessoas	1	1.716	0.032
Pastejo	1	1.344	0.173
Residência	1	1.104	0.311
Estrada	1	0.767	0.762
Sede	1	1.170	0.279
Residual	18		

TABELA 3: Efeito do tipo de solo e das perturbações antrópicas sobre a composição de grupos funcionais de espécies de formigas da Caatinga (N = 25) em Parnamirim, PE, Brasil, gl = Graus de Liberdade; F = estatística F; p = valor de p.

Variáveis	Df	F	p
Solo	1	12.721	0.000
Pessoas	1	0.712	0.517
Pastejo	1	0.311	0.803
Residência	1	1.128	0.329
Estrada	1	0.647	0.522
Sede	1	0.850	0.420
Residual	18		

LEGENDAS DAS FIGURAS

FIGURA 1: Mapa exibindo as 25 parcelas onde foram amostradas as comunidades de formigas da Caatinga e as residências onde foram realizadas as entrevistas para obtenção do número de pessoas e tamanho dos rebanhos bovino e caprino em dois tipos de solo no município de Parnamirim, PE, Brasil. Adicionalmente, é exibida também a imagem ALOS-AVNIR (resolução 10 m, de 2009).

FIGURA 2: Efeito do solo e dos descritores de perturbações antrópicas sobre a composição de espécies das comunidades de formigas da Caatinga amostradas em Parnamirim, PE, Brasil (N = 25) segundo uma análise de correspondência canônica (CCA). Variáveis escritas com letras maiúsculas tiveram efeito significativo na ordenação das comunidades de formiga, BNC – Solo Bruno-não-cálcico, Reg – Solo Regossolo.

FIGURA 3: Distribuição da média da abundância (número de ocorrências nas seis armadilhas *pitfall* em cada parcela) dos grupos funcionais de espécies de formigas da Caatinga amostradas no município de Parnamirim, PE, Brasil.

FIGURA 4: Efeito do solo e dos descritores de perturbações antrópicas sobre a composição de grupos funcionais de espécies de formigas em comunidades de Caatinga em Parnamirim, Brasil (N = 25), segundo uma análise de correspondência canônica (CCA). Variáveis escritas com letras maiúsculas tiveram efeito significativo na ordenação dos grupos funcionais das comunidades de formiga, BNC – Solo Bruno-não-cálcico, Reg – Solo Regossolo, Grupos funcionais de formigas: AI – Attini Inferiores, AS – Attini Superiores, CS – Camponotini Subordinadas, DD – Dolichoderinae

Dominantes, EA – Especialistas em Árvores, EC – Espécies Crípticas, FC – Formigas de Correição, MG – Myrmicinae Generalistas, PE – Predadoras Especialistas, O – Oportunistas.

FIGURA 5: Comparação entre as respostas das comunidades de plantas e formigas à perturbação antrópica no município de Parnamirim, PE, Brasil (N = 25). Foram medidos os descritores de perturbação relacionados à distância das parcelas para núcleos de atividades humanas (cidades, assentamentos rurais e estradas), o tamanho da população humana no entorno das parcelas e o tamanho dos rebanhos bovino e caprino. Os diferentes descritores de perturbação receberam os valores entre um (menor perturbação) e cinco (maior perturbação) e foram reunidos em um índice de perturbação segundo (Martorell & Peters 2005). A riqueza de plantas foi negativamente afetada pelo índice de perturbação antrópica, enquanto que a comunidade de formigas praticamente não foi influenciada. Considerando o modelo $y = a + b \cdot x$, onde y = variável dependente; a = ponto onde a reta toca o eixo y ; b = inclinação da reta; e x = variável explicativa, temos que a equação para descrição da variação da riqueza da comunidade de plantas é $r_p = -0.5032 \cdot x + 28.29$, enquanto que para a variação da riqueza da comunidade de formigas tem-se que $r_f = -0.1071 \cdot x + 16.622$, onde r_p e r_f são, respectivamente, a riqueza de espécies da comunidade de plantas e a riqueza de espécies da comunidade de formigas, e x é o índice de perturbação.

FIGURA 1

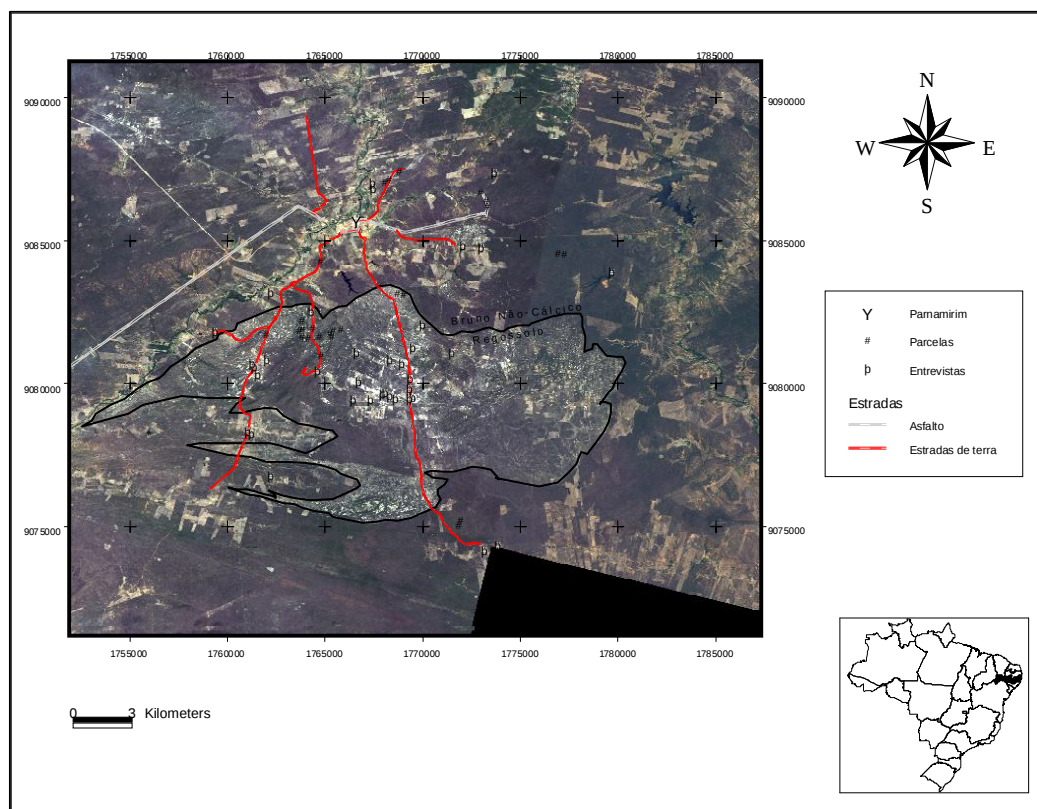


FIGURA 2

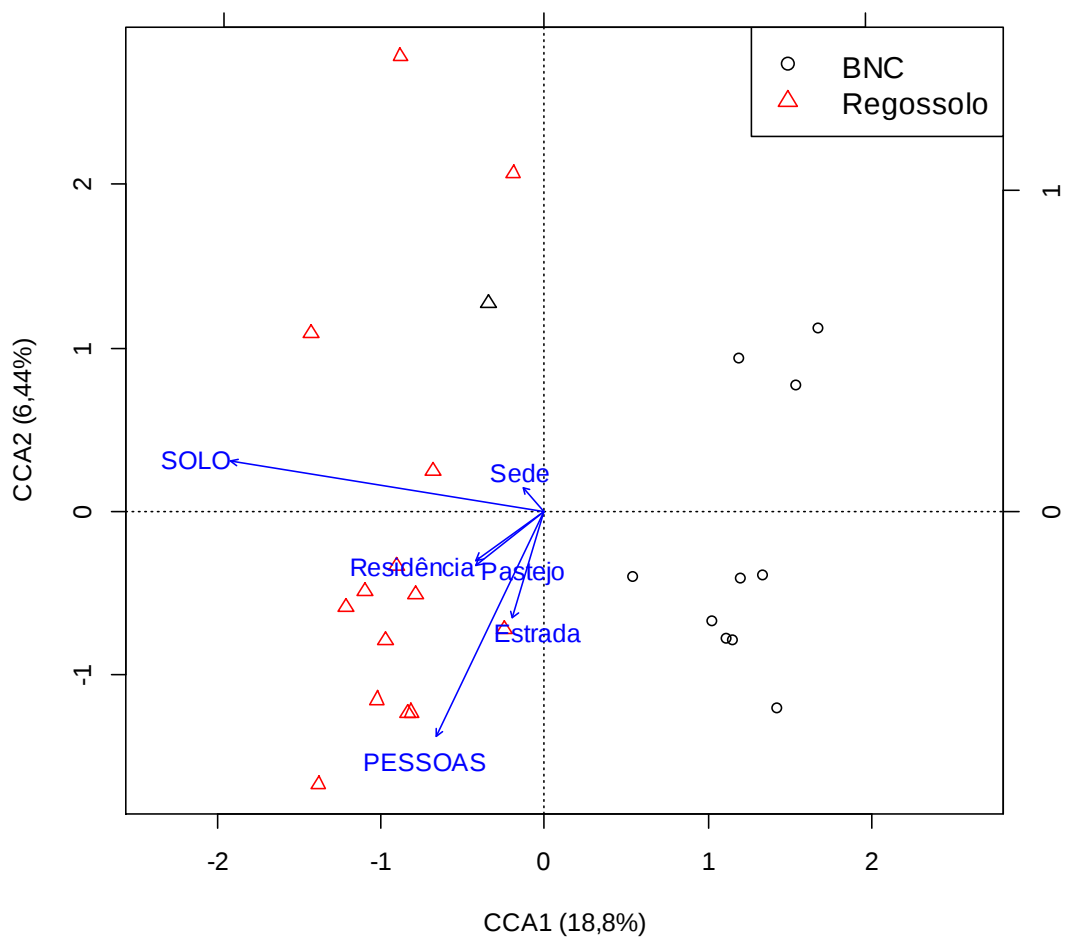


FIGURA 3

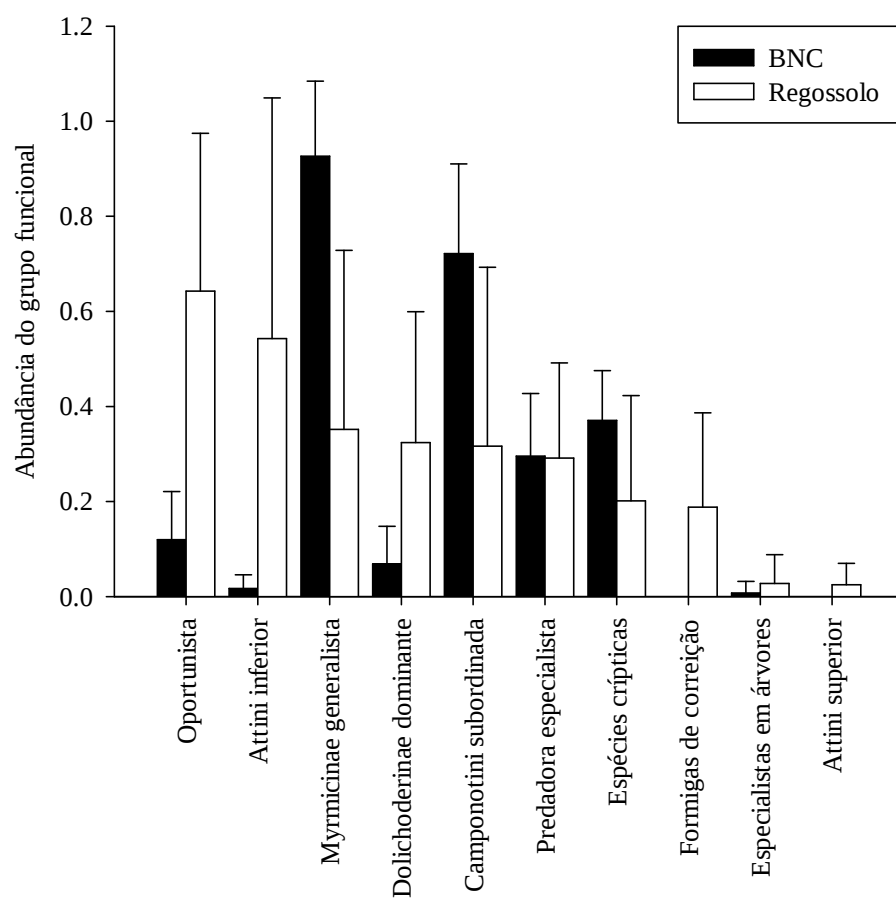


FIGURA 4

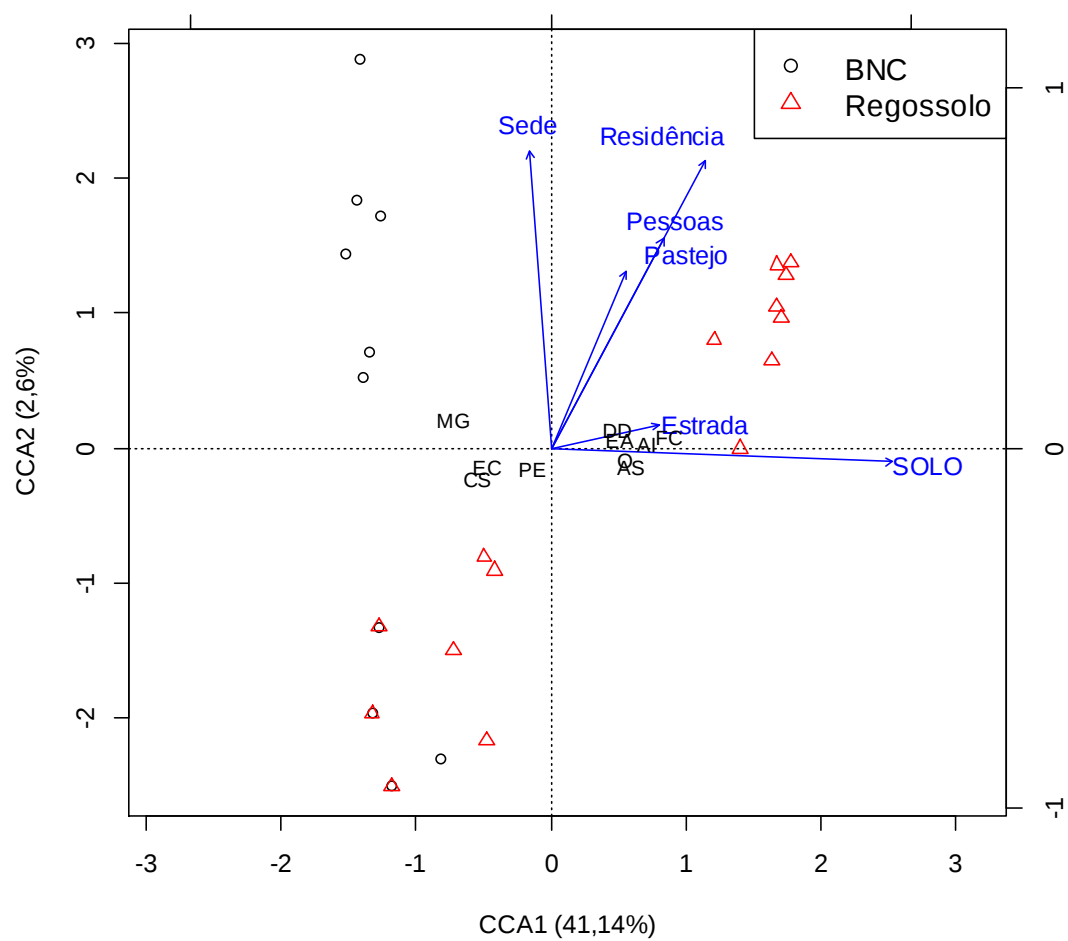
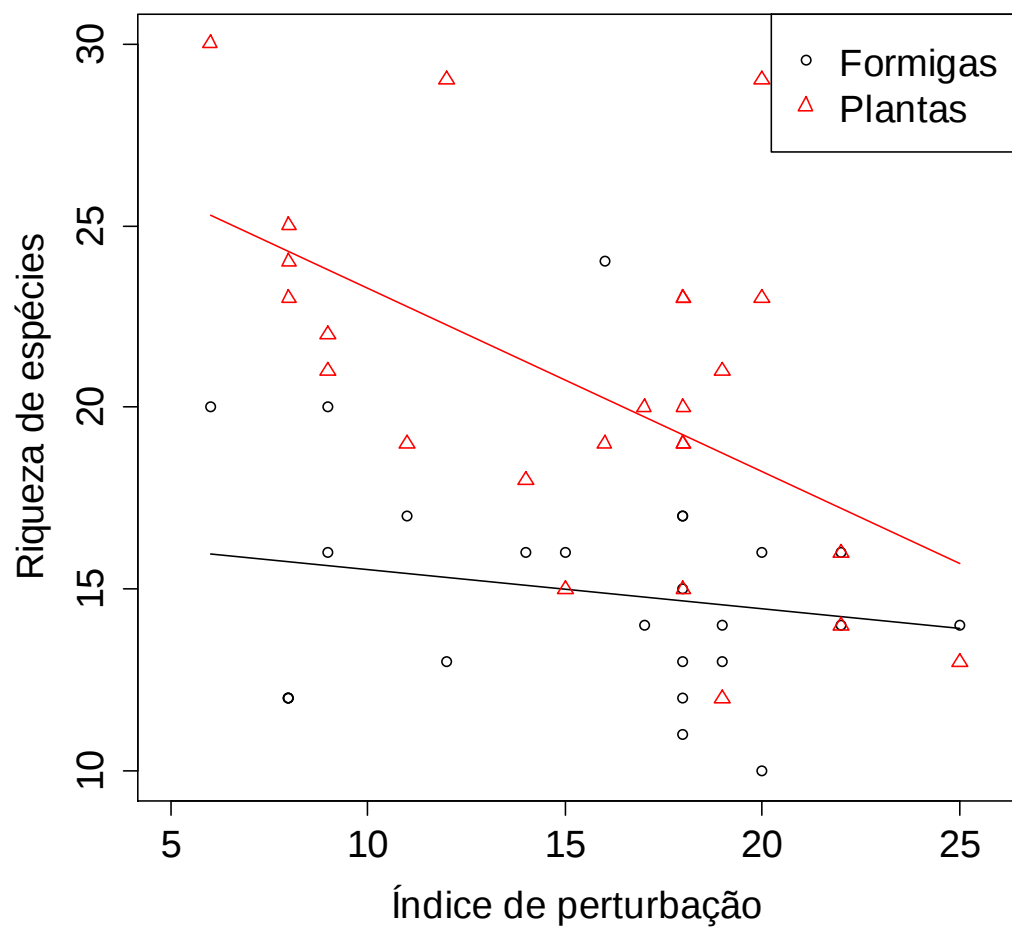


FIGURA 5



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Preâmbulo

Uma busca recente (2 de fevereiro de 2013) no banco de dados “Web of Science” (www.isiknowledge.com) com a palavra-chave “Tropical Dry Forest Ecology” retornou 478 artigos publicados desde 1995, sendo que de 1995 a 1999 foram publicados 37 artigos, e de 2009 a 2013, foram publicados 191 artigos (cinco vezes mais). Ainda que esse volume de conhecimento produzido seja muito menor que o que foi produzido para as florestas temperadas (821; palavras-chave Temperate Forest Ecology) e para as florestas tropicais úmidas (2330; Tropical Wet Forest) no mesmo período, percebe-se um forte aumento no interesse pelas florestas tropicais secas. A biogeografia e investigações sobre os efeitos das perturbações antrópicas sobre esses ecossistemas são dois temas recorrentes nas publicações. Entretanto, o conhecimento sobre ambientes prístinos de florestas tropicais secas, que serviria de padrão para comparações, é ainda restrito, de modo que estudos que investigam as cronosequências de regeneração dessas florestas, frequentemente, se utilizam de áreas no melhor estado de conservação possível como controle (Lebrija-Trejos *et al.* 2008; Quesada *et al.* 2009; Lebrija-Trejos *et al.* 2010), o que pode gerar um viés de subavaliação dos efeitos das perturbações antrópicas.

As florestas tropicais secas estão localizadas em áreas densamente povoadas, abrigando grandes populações humanas dispersas ao longo de toda a área originalmente coberta pelas florestas. Isso as expõe a um regime de perturbações de baixa intensidade, porém duradouras (Singh 1998) e, do ponto de vista metodológico, difíceis de medir

(Martorell & Peters 2005, 2009). Essas perturbações decorrem, principalmente, de atividades de subsistência dos pequenos grupos humanos que habitam as florestas, envolvendo criação extensiva de animais, pequenas lavouras agrícolas, extrativismo vegetal, animal e mineral. Assim, tanto quanto conhecer as cronosequências de regeneração e a sucessão ecológica em florestas secas, é importante conhecer como os efeitos de cada tipo de perturbação afetam a biota das florestas secas, quais organismos (ou grupos de organismos) são beneficiados e prejudicados por essas perturbações, o que permitiria sugerir grupos de organismos bioindicadores para essas florestas. Desta forma, o objetivo desta tese foi conhecer como diversos tipos de perturbação influenciam as comunidades de plantas e formigas na Caatinga em termos de número de espécies, saber que grupos de organismos são beneficiados ou prejudicados por elas, e, por fim, saber qual dos dois grupos de organismos apresenta a resposta mais intensa às perturbações.

Resumo dos resultados

As comunidades de plantas observadas nesse estudo apresentaram um padrão de redução na riqueza de espécies, sendo que grupos de plantas que apresentam síndrome de polinização por mariposas e moscas foram positivamente afetadas pela perturbação e grupos de plantas polinizadas por vertebrados foram negativamente afetadas. As comunidades de formigas, por sua vez, não tiveram o número de espécies influenciado pela perturbação. Já a composição taxonômica foi influenciada pelo tipo de solo e pela perturbação, enquanto que a composição funcional foi influenciada apenas pelo tipo de solo. Esses resultados sugerem a modificação do esquema de classificação funcional proposto por Andersen (1995) e Andersen (1997). A resposta dos dois grupos (plantas VS. formigas) foi diferente, sendo que as comunidades de plantas foram mais sensíveis

que as de formigas aos diversos descritores de perturbação tanto quando se considera o número de espécies quanto quando se considera a composição taxonômica e funcional.

Implicações

Estes resultados confrontam resultados obtidos em outros ecossistemas. Por exemplo, na Floresta Atlântica Nordestina, estudos recentes tem demonstrado que perturbações antrópicas como perda e fragmentação habitats reduz a riqueza de formigas (Bieber *et al.* 2006; Gomes *et al.* 2010; Leal *et al.* 2012), mas não de plantas (Grillo *et al.* 2006). Os efeitos da fragmentação sobre plantas só são observados na composição funcional das assembléias, com aumento de espécies pioneiras e diminuição de grupos emergentes e de dossel, tolerante à sombra, com flores e frutos grandes polinizados e dispersos por vertebrados (Melo *et al.* 2006; Santos *et al.* 2008; Lopes *et al.* 2009; Tabarelli *et al.* 2010).

Além disso, esses resultados também desafiam a ideia de que plantas lenhosas (especialmente árvores) não são boas bioindicadoras porque tem ciclo de vida longo, e suas respostas a mudanças ambientais são muito lentas, e por possuírem uso humano, o que poderia acarretar em alterações da estrutura da comunidade independentemente do estado de conservação da área (McGeoch 1998). Nossos resultados demonstram para a Caatinga que plantas lenhosas podem ser tão boas (ou melhores) indicadoras de perturbação antrópica quanto formigas (para inventários rápidos até melhores, porque apenas com o levantamento da riqueza de espécies já se pode indicar maior ou menor nível de perturbação).

Perspectivas

As respostas obtidas com este trabalho ensejam muitas outras perguntas importantes para o estabelecimento do conhecimento sobre a ecologia das florestas tropicais secas. Primeiramente, é necessário conhecer o modo como as populações humanas usam as florestas tropicais sazonalmente secas em termos de: (1) o que se extrai; (2) o quanto se extrai; e (3) como cada uma dessas atividades é executada. Essa seria a caracterização das variáveis que explicam as mudanças nos ecossistemas. Paralelamente, é importante conhecer a história natural dos organismos para que se possa estabelecer mais acuradamente como cada um deles responde às diversas pressões antrópicas que atuam nas florestas tropicais secas. Tendo esse conhecimento, seremos capazes de prever com precisão quais espécies (ou grupos de espécies) serão beneficiadas e quais serão prejudicadas com as perturbações. É importante que essas respostas sejam obtidas incluindo a ecologia das populações, pois isso permite estudar a importância das dinâmicas populacionais para a manutenção da biodiversidade regional e regeneração desses ecossistemas.

Conhecendo a dinâmica populacional das espécies ao longo dos diversos gradientes de perturbação, pode-se avançar e observar os efeitos das perturbações considerando as interações entre as espécies. Quais mecanismos de regulação das populações são alterados, criados ou eliminados com as perturbações? Quais tipos de interações são mais suscetíveis ao desaparecimento? O que, efetivamente, causa essas rupturas de interações? Como as espécies que suportam as perturbações reorganizam suas redes de interações após os distúrbios?

No nível da comunidade, é importante saber como a dinâmica de migração das espécies permite a manutenção da biodiversidade nas áreas sob diferentes intensidades de perturbação, bem como saber como essa biodiversidade se organiza no espaço, especialmente em termos de acumulação e substituição de espécies. Esse ponto é

fundamental, pois com o crescente aumento da demanda mundial por recursos e as expectativas em relação ao aquecimento global, é provável que se intensifiquem as pressões sobre as florestas secas, deflagrando um processo de fragmentação similar ao que ocorreu com as florestas tropicais úmidas, com isolamento das comunidades e maior perda de habitat e de espécies. Por fim, é importante saber como essas mudanças na biota estão relacionadas a processos em escala regional e global, como ciclagem de nutrientes, acúmulo de carbono e fluxo de energia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andersen, A. N. 1995. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. *Journal of Biogeography* **22**:15 - 29.
- Andersen, A. N. 1997. Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. *Journal of Biogeography* **24**:433-460.
- Bieber, A. G. D., O. P. G. Darrault, C. d. C. Ramos, K. K. Melo, and I. Leal. 2006. Formigas in K. C. Pôrto, J. S. Almeida Cortez, and M. Tabarelli, editors. *Diversidade biológica e conservação da Floresta Atlântica ao Norte do rio São Francisco*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Gomes, J. P., L. Iannuzzi, and I. R. Leal. 2010. Response of the ant community to attributes of fragments and vegetation in a Northeastern Atlantic Rain Forest area, Brazil. *Neotropical Entomology* **39**:898-905.
- Grillo, A. S., M. A. Oliveira, and M. Tabarelli. 2006. Ávores in K. C. Pôrto, J. S. Almeida Cortez, and M. Tabarelli, editors. *Diversidade biológica e conservação*

da Floresta Atlântica ao Norte do rio São Francisco. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.

Leal, I. R., B. K. C. Filgueiras, J. P. Gomes, L. Iannuzzi, and A. N. Andersen. 2012. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation* **21**:1687-1701.

Lebrija-Trejos, E., F. Bongers, E. A. P. Garcia, and J. A. Meave. 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* **40**:422-431.

Lebrija-Trejos, E., J. A. Meave, L. Poorter, E. A. Pérez-García, and F. Bongers. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **12**:267-275.

Lopes, A. V., L. C. Girao, B. A. Santos, C. A. Peres, and M. Tabarelli. 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* **142**:1154-1165.

Martorell, C., and E. M. Peters. 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation* **124**:199-207.

Martorell, C., and E. M. Peters. 2009. Disturbance-response analysis: a method for rapid assessment of the threat to species in disturbed areas. *Conservation Biology* **23**:377-387.

- McGeoch, M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* **73**:181-201.
- Melo, F. P. L., R. Dirzo, and M. Tabarelli. 2006. Biased seed rain in forest edges: Evidence from the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* **132**:50-60.
- Quesada, M., G. A. Sanchez-Azofeifa, M. Alvarez-Anorve, K. E. Stoner, L. Avila-Cabadilla, J. Calvo-Alvarado, A. Castillo, M. M. Espirito-Santo, M. Fagundes, G. W. Fernandes, J. Gamon, M. Lopezaraiza-Mikel, D. Lawrence, L. P. C. Morellato, J. S. Powers, F. D. Neves, V. Rosas-Guerrero, R. Sayago, and G. Sanchez-Montoya. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* **258**:1014-1024.
- Santos, B. A., C. Peres, M. A. Oliveira, A. Grillo, C. P. Alves-Costa, and M. Tabarelli. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* **141**:249-260.
- Singh, S. P. 1998. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation* **25**:1-2.
- Tabarelli, M., A. V. Aguiar, L. C. Girao, C. A. Peres, and A. V. Lopes. 2010. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in Northeastern Brazil. *Conservation Biology* **24**:1654-1663.

APÊNDICES

APÊNDICE 1: Lista de espécies de plantas lenhosas em 26 comunidades de Caatinga no município de Parnamirim, Brasil, e suas características funcionais: Síndrome de Polinização, Síndrome de Dispersão, Hábito, Classe de densidade da Madeira e Solo onde ocorrem. Espécies com identificação insuficiente correspondem às espécies para as quais não foi possível identificar o gênero ou a família a que pertencem. Para essas espécies, não se definiram as características funcionais. Abreviações: POL = Síndrome de Polinização; DISP = Síndrome de Dispersão; DEN = Classe de Densidade da Madeira; Mel = Melitofilia; Esf = Esfingofilia; Orn = Ornitofilia; Quir = Quiropterofilia; Fal = Falenofilia; Psicofilia = Psi; Mel/Orn = Melitofilia/Ornitofilia; Bar = Barocoria; Ane = Anemocoria; Zoo = Zoocoria; Bal = balística; Arv = Árvore; Arb = Arbusto; Col = Colunar; Glo = Globoso; ND = Não Disponível; BNC = Solo tipo Bruno-Não-Cálcico; REG = Solo tipo Regossolo.

Nome científico	POL	DISP	Hábito	DEN	Solo	
					BNC	REG
ANACARDIACEAE						
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Mel	Bar	Arv	Alta	X	X
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	DPI	Ane	Arv	Alta	X	X
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	Mel	Ane	Arv	Alta	X	X
<i>Spondias tuberosa</i>	Mel	Zoo	Arv	Baixa	X	X
APOCYNACEAE						
<i>Aspidosperma pyriform</i>	Esf	Ane	Arv	Média	X	X
BIGNINIACEAE						
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Mel	Ane	Arv	Alta		X
BORAGINACEAE						
<i>Cordia trichotoma</i>	Esf	Zoo	Arv	Média	X	X
BURSERACEAE						
<i>Commiphora leptophloeos</i>	Mel	Zoo	Arv	Baixa	X	X
CACTACEAE						
<i>Arrojadoa rhodantha</i>	Orn	Zoo	Arb	Baixa	X	X
<i>Cereus jamacaru</i>	Esf	Zoo	Col	Baixa	X	
<i>Harrisia adscendens</i>	Quir	Zoo	Arb	Baixa	X	
<i>Melocactus zehntneri</i>	Orn	Zoo	Glo	Baixa	X	X
<i>Pilosocereus gounellei</i>	Esf	Zoo	Col	Baixa	X	X
<i>Pilosocereus pachycladus</i>	Quir	Zoo	Col	Baixa	X	X
<i>Tacinga inamoena</i>	Orn	Zoo	Arb	Baixa	X	

Nome científico	POL	DISP	Hábito	DEN	Solo	
					BNC	REG
<i>Tacinga palmadora</i>	Orn	Zoo	Arb	Baixa	X	
CAPPARECEAE						
<i>Capparis hastata</i>	Esf	Zoo	Arv	Média	X	
<i>Capparis</i> sp	ND	Zoo	Arv	Média	X	X
<i>Capparis yco</i>	Esf	Zoo	Arb	Média	X	
CELASTRACEAE						
<i>Fraunhoferia multiflora</i>	DPI	Zoo	Arv	Alta	X	X
COCHLOSPERMACEAE						
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Mel	Ane	Arb	Baixa	X	X
ERYTHROXYLACEAE						
<i>Erythroxylum</i> sp	Mel	Zoo	Arv	Média	X	X
EUPHORBIACEAE						
<i>Cnidoscopus quercifolius</i>	DPI	Bal	Arv	Média	X	X
<i>Cnidoscopus vitifolius</i>	DPI	Bal	Arb	Baixa	X	
<i>Croton adamantinus</i>	DPI	Bal	Arb	Baixa	X	X
<i>Croton sonderianus</i>	DPI	Bal	Arb	Baixa	X	X
<i>Jatropha mollissima</i>	Mel/Orn	Bal	Arb	Baixa	X	X
<i>Jatropha mutabilis</i>	Mel/Orn	Bal	Arb	Baixa		X
<i>Jatropha ribifolia</i>	Mel	Bal	Arb	Baixa	X	X
<i>Manihot esculenta</i>	Mel	Bal	Arb	Baixa	X	X
<i>Sapium elongatum</i>	Quir	Zoo	Arv	Baixa		X
<i>Sapium glandulosum</i>	DPI	Zoo	Arv	Baixa	X	X
FABACEAE						
<i>Amburana cearensis</i>	Fal	Ane	Arv	Baixa	X	X
<i>Bauhinia cheilantha</i>	Esf	Bar	Arb	Média	X	X
<i>Calliandra depauperata</i>	ND	Bal	Arb	Média	X	
<i>Dalbergia</i> sp	DPI	Ane	Arv	Média	X	X
<i>Enterolobium</i> sp	DPI	Bar	Arv	Baixa		X
<i>Libidibia ferrea</i>	Mel	Bar	Arv	Alta	X	X
<i>Mimosa arenosa</i>	DPI	ND	ND	Alta	X	
<i>Mimosa tenuiflora</i>	DPI	Bar	Arv	Alta	X	X
<i>Piptadenia stipulacea</i>	DPI	Bar	Arv	Média	X	X
<i>Poincianella microphylla</i>	Mel	Bar	Arb	Alta	X	X
<i>Poincianella pyramidalis</i>	Mel	Bar	Arv	Alta	X	X
<i>Senegalia polyphylla</i>	DPI	Bar	Arv	Média	X	X
<i>Senna macranthera</i>	Mel	Bar	Arb	Média	X	X
MALVACEAE						
<i>Pseudobombax marginatum</i>	Quir	Ane	Arv	Baixa	X	X
NICTAGINACEAE						
<i>Guapira opposita</i>	DPI	Zoo	Arv	Alta	X	X
OLACACEAE						
<i>Ximenia americana</i>	Mel	Zoo	Arv	Alta	X	X
RHAMNACEAE						
<i>Ziziphus joazeiro</i>	Mel	Zoo	Arv	Média	X	X
RUBIACEAE						
<i>Guettarda viburnoides</i>	Psi	Zoo	Arb	Média	X	X
SAPOTACEAE						
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	ND	Zoo	Arv	Média	X	

ESPÉCIES COM IDENTIFICAÇÃO INSUFICIENTE						
STERCULIACEAE						
<i>Helicteres mollis</i>	Quir	Bar	Arb	Baixa	X	X
<i>Helicteris baruensis</i>	Quir	ND	Arb	Baixa	X	
FABACEAE						
INDET. 1	ND	ND	ND	ND	X	
MIRTACEAE						
INDET. 2	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 3	ND	ND	ND	ND	X	
RUBIACEAE						
INDET. 4	ND	ND	ND	ND	X	
VERBENACEAE						
INDET. 5	ND	ND	ND	ND		X
Nome científico	POL	DISP	Hábito	DEN	Solo	
					BNC	REG
INDETERMINADA						
INDET. 6	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 7	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 8	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 9	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 10	ND	ND	ND	ND		X
INDET. 11	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 12	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 13	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 14	ND	ND	ND	ND		X
INDET. 15	ND	ND	ND	ND		X
INDET. 16	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 17	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 18	ND	ND	ND	ND		X
INDET. 19	ND	ND	ND	ND		X
INDET. 20	ND	ND	ND	ND		X
INDET. 21	ND	ND	ND	ND		X
INDET. 22	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 23	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 24	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 25	ND	ND	ND	ND		X
INDET. 26	ND	ND	ND	ND		X
INDET. 27	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 28	ND	ND	ND	ND		X
INDET. 29	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 30	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 31	ND	ND	ND	ND		X
INDET. 32	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 33	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 34	ND	ND	ND	ND	X	
INDET. 35	ND	ND	ND	ND		X

APÊNDICE 2: Lista de espécies de formigas em 25 comunidades de Caatinga no município de Parnamirim, Brasil, separadas por grupo funcional e tipo de Solo onde ocorrem. Abreviações: BNC = Solo tipo Bruno-Não-Cálcico; REG = Solo tipo Regossolo.

Espécie	Grupo funcional	Solo	
		BNC	Regossolo
DOLICHODERINAE			
<i>Dorymyrmex spurius</i>	Oportunista	X	X
	Dolichoderinae		
<i>Dorymyrmex thoracicus</i>	dominante	X	X
	Dolichoderinae		
<i>Forelius pusillus</i>	dominante	X	X
<i>Tapinoma</i> sp1	Oportunista		X
ECITONINAE			
<i>Nomamyrmex</i> sp1	Formigas de correição		X
ECTATOMINAE			
<i>Ectatomma muticum</i>	Oportunista	X	X
<i>Gnamptogenys moellery</i>	Oportunista	X	X
<i>Gnamptogenys sulcata</i>	Oportunista		X
FORMICINAE			
<i>Brachymyrmex patagonicus</i>	Oportunista	X	X
<i>Brachymyrmex</i> sp1	Oportunista		X
<i>Camponotus (Tanaemyrmex)</i> sp1	Camponotini subordinada	X	X
<i>Camponotus atriceps</i>	Camponotini subordinada		X
<i>Camponotus blandus</i>	Camponotini subordinada	X	X
<i>Camponotus cingulatus</i>	Camponotini subordinada	X	X
<i>Camponotus crassus</i>	Camponotini subordinada	X	X
<i>Myrmelachista</i> sp1	Especialistas em árvores	X	
<i>Nylanderia</i> sp1	Oportunista	X	X
MYRMICINAE			
<i>Acromyrmex rugosus</i>	Attini superior		X
<i>Cephalotes pavonii</i>	Especialistas em árvores		X
<i>Crematogaster</i> sp1	Myrmicinae generalisada	X	
<i>Crematogaster</i> sp2	Myrmicinae generalisada	X	X
<i>Crematogaster victima</i>	Myrmicinae generalisada	X	X
<i>Cyphomyrmex</i> sp1	Attini inferior	X	X
<i>Cyphomyrmex transversus</i>	Attini inferior	X	X
<i>Pheidole diligens</i>	Myrmicinae generalisada	X	X
<i>Pheidole fallax</i>	Myrmicinae generalisada	X	

Espécie	Grupo funcional	Solo	
		BNC	Regossolo
MYRMICINAE			
<i>Pheidole</i> prox. Jelskii	Myrmicinae generalisada	X	X
<i>Pheidole radoskowiskii</i>	Myrmicinae generalisada	X	X
<i>Pheidole</i> sp14	Myrmicinae generalisada	X	
<i>Pheidole</i> sp4	Myrmicinae generalisada	X	X
<i>Pheidole</i> sp5	Myrmicinae generalisada	X	X
<i>Pheidole</i> sp7	Myrmicinae generalisada	X	X
<i>Pheidole</i> sp8	Myrmicinae generalisada	X	X
<i>Pheidole</i> sp9	Myrmicinae generalisada	X	X
<i>Solenopsis geminata</i>	Espécie Críptica	X	X
<i>Solenopsis globularia</i>	Espécie Críptica	X	X
<i>Solenopsis tridens</i>	Espécie Críptica	X	X
PONERINAE			
<i>Dinoponera quadriceps</i>	Predadora especialista	X	X
<i>Leptogenys</i> sp1	Predadora especialista	X	
<i>Ponera</i> sp1	Espécie Críptica	X	
<i>Thaumatomyrmex mutilatus</i>	Predadora especialista	X	X
PSEUDOMYRMICINAE			
<i>Pseudomyrmex gracilis</i>	Especialistas em árvores		X
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	Especialistas em árvores		X

APÊNDICE 3: Normas para publicação no periódico *Conservation Biology*.

Style Guide for Authors

Manuscript Specifications

Word count

Conservation Biology tries to balance the depth of each article with the number of articles that we can publish. Papers must not exceed the following word counts even if reviewers have asked for additional material. The number of words includes all text from the Abstract through the Literature Cited; it does not include tables or figure legends. The Abstract must not exceed 300 words.

Contributed Papers : 6000 words

Research Notes : 3000 words

Reviews : 7500 words

Essays : 6000 words

Conservation Practice and Policy: 5000 words

Comments : 2000 words

Diversity: 2000 words

More information on these categories and the types of papers published in Conservation Biology is available from <http://www.conbio.org/Publications/ConsBio/Instructions/>.

Number of tables and figures (supporting elements)

Include no more than one supporting element (i.e., table or figure) for every four pages of text (from the Abstract through the Literature Cited). If a table or figure has only a few data points, incorporate the data into the text. Each supporting element should be printed on a separate page.

Appendices and supporting information

We rarely allow appendices in the print version of the journal. Detailed data or methods typically should be provided as Supporting Information that will be available online and posted in association with the online version of the paper. See Supporting Elements below for further information.

Manuscript Sections

Organization

Contributed Papers, Research Notes, and Conservation Practice and Policy papers should contain the following sections and be arranged in the following order: Abstract,

Introduction, Methods, Results, Discussion, Acknowledgments, Literature Cited. Tables, Figure Legends, and Figures, if included, follow the Literature Cited. In general, do not combine sections (e.g., Results and Discussion). Do not number section headings or subheadings.

Title

Most people will decide whether to read a paper solely on the basis of its title. Indexing and abstracting services and internet search engines also depend heavily on the information conveyed by the title. Titles should be clear and concise. Avoid hanging titles (those with a colon), titles that are complete sentences, interrogative titles, and titles that reference colloquialisms or popular culture.

Abstract

The Abstract should summarize the Introduction, Methods, Results, and Discussion in that order.

Key points from each of these sections should be identifiable within the Abstract. The Abstract should not include literature citations, much data, or phrases such as “We discuss . . .” or “We summarize . . .”

Keywords

Include five to eight words or phrases that will be useful for indexing and literature searches.

Avoid general terms such as conservation.

Acknowledgments

Do not spell out first (given) names. Provide the first initial of the first name, even if the initial starts a sentence. Refer to authors of the manuscript by their initials only (e.g.,

“S.T.W. was supported by a grant from the Torry Foundation”).

Footnotes

Avoid the use of footnotes in the body of the manuscript.

Literature Cited

Provide the full names of all journal titles. Do not italicize titles.

Use boldface for the journal’s volume number and the colon following the volume number. Do not provide an issue number unless pages in a volume are not numbered consecutively from the first issue to the last issue.

Remove Inc., Co., and so forth from references in the text and Literature Cited. For example, (SAS Institute 1998), not (SAS Institute, Inc. 1998).

If there are more than 10 authors, use et al. (Howard, G., et al.) instead of listing the names of all authors.

Papers in review and personal communications should not be included in the Literature Cited.

Proceedings and abstracts from conferences may be cited only if they have a “publisher” and the location of the publisher (or the organization from which the document may be obtained) can be provided.

Example Citations

Journal articles: Christensen, N. D., and J. Eu. 2003. Ecology of cranberry bogs: a case study. *Ecology* 59:1147– 1167, 1178– 1187.

Author, F. M. 2001. Title of paper. *Journal* 13(supplement 1) :172– 180.

If a paper is in press, the “in press” follows the volume number : *Ecology* 112: in press.

Institutions as authors: Spell out name of the institution and include the publisher’s location (or the location of the institution, if the institution issued the publication) . The way the institution is cited in the text and in the Literature Cited must be the same.

Institution is spelled out in the text: World Wildlife Fund (WWF). 2002. Home ranges of giant pandas. WWF, Washington, D.C.

Institution is abbreviated in the text: WWF (World Wildlife Fund). 2002. Home ranges of giant pandas. WWF, Washington, D.C.

Edited books: Cran, B., C. Boy, and L. Shi. 1911. Native forest birds of Guam. Pages 4–8 in T. Wu and L. Lee, editors. *Flora and fauna of Guam*. 2nd edition. Tell Books, Ace, Ohio.

Reports : Barnes, J., and S. Craig. 2003. Conservation status of riparian areas in southeastern Oregon. General technical report N-24. U.S. Fish and Wildlife Service, Portland, Oregon.

Online journals :

No digital object identifier (DOI): Sandringham, J. 2006. Effects of urbanization of agricultural land on an endemic moth, rosemary pink. *Ecology and Society* 3: <http://EcologySociety.../art5>.

Has DOI: Hunstanton, V. 2008. Effects of deep-sea injection of carbon dioxide. *Deep Ocean Research* DOI: 1976xxi27in2.

No access dates are needed for citations of online journals.

Internet sources other than journals: Include the name of the organization hosting the Web site, their geographical location, and an access date.

Carne, A. 2003. The art of leaving well enough alone. National Science Teachers Association, Washington, D.C. Available from

<http://www.nsta.org/art2/scienceandchildren> (accessed March 2002).

Supporting Elements (Tables, Figures, and Supporting Information)

Content

Tables and figures should be self-explanatory and should supplement rather than duplicate the text. Do not present large amounts of data in tables. A reader should be able to interpret tables and figures without referring to the text. Consequently, all abbreviations and terms unique to the paper must be defined in the table caption or figure legend. Common statistical notations need not be defined (e.g., CI, SD, SE). Use the same terminology in supporting elements and in the text.

Citation in text

Provide a summary or generalization of data and cite supporting elements parenthetically: “Models for species abundance were highly significant and explained 78% to 92% of variability (Table 2),” rather than “Table 2 shows the outcome of models of species abundance.” Abbreviate (“Fig.,” not “Figure”) unless Figure is the first word in a sentence.

Tables

Legends should be one sentence long. Use the legend to describe the contents of the table as it relates to the topic of the paper. A list of the table’s columns or row headings is not an informative table legend. Use footnotes to provide more-detailed descriptions of row and column headings, for more information about specific data, and to define terms. Too little information: “Results of extract tests.” “Analysis of variance F values, treatment means, and habitat means.” Too much information: “Anti-Candida, -leishmania, and -tumor activity of extracts from 11 species of sea cucumber. NA indicates no activity (IC₅₀ ≥ 500 µg/ml against Candida and leishmania, IC₅₀ ≥ 80 µg/ml against LoVo cell line). The * denotes that these activities are significantly different from those obtained from extracts isolated from the same species taken from the southern region.”

Define abbreviations in a footnote even if they are already defined in the text.

If there is only one footnote, use an asterisk (*). If there is more than one footnote, use letters (a, b, c.). Order footnotes alphabetically from left to right and from top to bottom.

Do not use bold type. Do not use grid lines.

Unless an entry is a complete sentence or a proper noun, capitalize only the first word of the first entry in a row and do not use periods.

Do not split tables into separate sections (e.g., Table 1a and Table 1b). Make separate tables (Table 1, Table 2) or combine data under the same columns or rows.

Use indentation to set off secondary (or tertiary) entries within a column (see example below).

Table 1. Logistic-regression models built with . . . a

Variable	Symbol	<i>p</i>	df
General model ^b	f_g	0.0015	3
landscape ruggedness	rug	0.0113	
forest cover (%)	bosque	0.0085	
Human model			
human population	pobl		
. . .			

^aSignificance level of coefficients . . .

^bNext-most parsimonious models at . . .

Figures

Figures must be of sufficient quality and resolution to remain clear at 60% reduction. Before publication, you will be required to supply figures in TIF, EPS, or PDF format. Resolution should be at least 300 dots per inch (dpi); 600 dpi is preferable for figures with lettering.

Conservation Biology cannot waive page charges for color figures. Color figures cost \$700 per page.

The legends for all figures should be grouped on a page that precedes the figures. Do not place a figure and its legend on the same page.

Scale bars and compass direction must be provided for maps.

Graphs

Do not enclose graphs in a square.

Label all axes and include units of measure in the label: Number of species/km², Basal area (m²/ha²).

Capitalize the first letter of the axis labels: Years since burn, Burned area (%), Burned area (ha),

Seed production (seeds/plot).

Include a key in the figure itself rather than describing shading or shapes in the figure legend.

Match typeface and type size among figures. On a graph, the type size of axis labels and units of measure should be similar.

If a figure has more than one panel, use lowercase letters to designate the parts: (a), (b), (c). Each panel must be referenced clearly in the figure legend by its letter.

If units along the x-axis are long, orient them at 45 or fewer degrees.

All numbers along an axis must have the same number of significant figures : 1.0, 2.5, 2.0 (not 1, 2.5, 2).

The label for the y-axis should be oriented vertically to the left of the units (reading from bottom to top), and units should be horizontally oriented.

Center the labels along both axes.

Do not use color on a figure that will be published in black and white.

Supporting Information

Supporting Information (i.e., online appendices) should be cited parenthetically in the text of the paper. After the Acknowledgments, provide a brief description of supporting information in the following format :

Supporting Information

XXX (Appendix S1) and XXX (Appendix S2) are available online. The authors are solely responsible for the content and functionality of these materials. Queries (other than absence of the material) should be directed to the corresponding author.

Language and Grammar

Clear language

Our audience is broad and international. Clarity in language and syntax is important, especially for readers whose first language is not English. Please avoid colloquialisms and jargon. If English is not your first language, we strongly recommend that you ask a native English speaker with experience in publishing scientific papers to proofread your manuscript.

Abbreviations and acronyms

Do not begin a sentence with an abbreviation. Use abbreviations sparingly. Define all abbreviations, initializations, and acronyms at first use. For example: analysis of variance (ANOVA), International Union for Conservation of Nature (IUCN).

Capitalization

Geographic designations

Do not capitalize a term that indicates region unless it is being used as a proper noun (e.g., western states, Southeast Asia). Capitalization of terms used commonly in Conservation Biology: the Tropic of Cancer, the tropics; North Temperate Zone, temperate zone; East Africa, North Africa, central Africa; central Asia; tropics, Neotropics; Amazon Basin; Central Honshu Lowland Forest [an endemic bird area]; Cape Floristic Region [an area with a high concentration of species richness]; taiga.

Threat categories

Do not capitalize threat categories used by legal institutions or other authoritative bodies: threatened, endangered, critically endangered, conservation concern, etc.

Active voice

In general, use we or I. For example: “We converted all GIS data to raster format” rather than “All GIS data were converted to raster format.” Or, “Trained technicians surveyed the plots” rather than “The plots were surveyed by trained technicians.” In particular, the Methods should not be written entirely in passive voice.

Tense

Use past tense in the Methods (describing what you did), Results (describing what your results were), and in the Discussion (referring to your results). Use present tense when you refer to published results. The principal exception to this rule is in the area of attribution and presentation. It is correct to say, for example, “Toffel (2008) found [past] that extracts from iron weed inhibit [present] fungal growth.”

Using (the word)

In scientific writing, the word using is often the cause of dangling participles and misplaced modifiers.

Dangling participle: “Using tissue isolation protocol, mtDNA was isolated from the dried skins.” This sentence implies that mtDNA used the tissue-isolation protocol. Better: “We used tissue isolation protocol to isolate mtDNA from the dried skins.”

Misplaced modifier: “Ivory samples were taken from tusks using a 16-mm drill bit on a 40-cm drill.” This implies that the tusks used the drill. Better: “We used a 16-mm drill bit on a 40-cm drill to take ivory samples from the tusks.”

Based on (the phrase)

Use based on as a verb. In adverbial form use on the basis of .

As a verb: We based identification of reserves on the number of species in each unit.

Incorrect: We identified reserves based on the number of species in each unit.

Adverbial form: The solutions were compared on the basis of financial constraints.

Incorrect: The solutions were compared based on financial constraints.

Multiple modifiers

Do not use multiple adjectival nouns to modify a noun that is the subject or the object of the sentence : “We studied illegal African elephant ivory trade” or “infected bird populations’ responses.” Better: “We studied illegal trade in African elephant ivory” or “responses of infected bird populations. ”

Split infinitives

A sentence should not sound awkward because it has been rearranged to avoid a split infinitive. When an adverb qualifies a verb phrase, the adverb usually should be placed between the auxiliary verb and the principal verb (e.g., this research will soon attract attention). Splitting an infinitive verb with an adverb can be useful for adding emphasis or sounding less stilted. Phrases such as the following are acceptable: the traps had been seriously damaged in a storm; differences in abundance were highly significant; to strongly favor.

Pronouns

Be careful with the pronouns this, these, and it. If you do not provide a qualifier, it is sometimes difficult to tell what these words refer to: “This program offers solutions to that problem.” Better :

“This computer program offers solutions to the problem of incorrect sequencing of numbers.”

Abbreviations may be used as adjectives, but not as nouns (U.K. agencies, agencies within the United Kingdom).

In-Text Citations

In most cases, enclose citations in text in parentheses . “Populations in sagebrush have higher reproductive success than populations in cheatgrass (Bird & Tree 2000)” is better than

“According to Bird and Tree (2000), populations in sagebrush”

Use an ampersand (&) between author surnames when the citation is parenthetical : (Bird & Tree 2000).

When a citation is not parenthetical, use and : “Our results agree with the predictions of Wolf and Rhymer (2001).”

For citations with more than two authors, use et al.: (Hatchwell et al. 1996). Do not italicize et al.

List parenthetical citations chronologically (from oldest to most recent) and separate entries with a semicolon: (Zorenstein et al. 1991; Waddell & Fretwell 2001).

Separate the years with commas when citing multiple papers by the same author: (Cox et al. 1991, 1992, 1998; Chapman 2001, 2002)

“In press” means the cited paper has been accepted unconditionally for publication. Provide the year of publication in the text (Bird 2010) and in Literature Cited provide the volume number and substitute “in press” for page numbers (Bird, I.M. 2010. Nesting success in arid lands. *Conservation Biology* 24: in press.).

Papers in review must be cited as unpublished and should not appear in the Literature Cited.

Use initials when referencing unpublished data held by the authors of the paper: (C.S.C. & L.K., unpublished data). Use an initial for the first (given) name and spell out the last name (sur name) for other sources of unpublished data or information: (R. Fowler, unpublished data; M. E. Soulé, personal communication).

Software : capitalize the first letter only if the name of the program is a word (e.g., Partition, ArcInfo). If the name of the program is not a word, use all capital letters (e.g., SAS).

Do not use trademark symbols.

Ensure that all references cited in text are listed in the Literature Cited and vice versa.

Avoid “in. lit.” citations. Provide the original citations whenever possible.

Numbers, Variables, and Statistical Elements

Longitude and latitude : 148° N, 78° W (no periods).

Percentages and degrees: use symbols (15%, not 15 percent).

Fractions : may be spelled out (one-half, one-third) unless used with units of measure (0.5 mm or 0.5 years).

Decimal point: insert 0 before a decimal point (0.4, not .4).

Dates: day, month, year (e.g., 6 October 1987).

Numbered lists: for the most part, avoid the use of numbered lists in the text. “We used x, y, and z to take soil samples” rather than “We used three techniques to take soil samples: (1) . . . , (2) . . . , and (3)

Insert a space between numbers and the unit of measure (6 m, 14 mL).

Define all variables used in an equation. With the exception of Greek letters, italicize all single- letter variables in equations. Do not italicize variables with more than one letter (e.g., “RU” meaning reproductive units as opposed to *RU* , in which R and U are separate interacting variables).

Complete words used as a variable should be lowercase (e.g., species). Each letter in multiple- letter abbreviations that are not complete words should be capitalized (e.g., acceptable, AMF for area of managed forest ; unacceptable, PATCH for patch area).

Use the following abbreviations:

p , probability

df, degrees of freedom

χ , chi-square

F (F test, variance ratio)

FST (genetic variance contained in a subpopulation relative to the total genetic variance)

CI, confidence interval or credible interval

SE, standard error

SD, standard deviation, e.g., mean (SD) = 44% (3) or mean of 44% (SD 3). Do not use $\pm$.

Scientific Names

English and scientific names of birds should follow the checklist of the International

Ornithological Congress (<http://worldbirdnames.org/names.html>). Deviations from spellings in this checklist must be supported by an explicit citation of the nomenclatural source (i.e., a published regional checklist or book on the birds of a specific area).

Common names of taxonomic groups other than birds should be in lower case (creeping thistle, tiger).

Scientific names: In the abstract and at first mention in the text, use common name followed by scientific name (genus and species) in parentheses : cane toad (*Bufo marinus*), Douglas- fir (*Pseudotsuga menziesii*).

Organisms: *Clarkia springvillensis* (first use); *C. springvillensis* (thereafter, even starting a sentence); *Clarkia* spp. or sp. or var. (no italics).

Conservation Biology Style Sources

Day, R. A. 1998. How to write and publish a scientific paper. 5th edition. Oryx Press, Westport, Connecticut.

Council of Science Editors. 2006. Scientific style and format. 7th edition. Council of Science Editors, Reston, Virginia.

Merriam-Webster. 2003. Third new international dictionary, unabridged. Merriam-Webster, Springfield, Massachusetts.

University of Chicago Press. 2003. The Chicago manual of style. 15th edition. University of Chicago Press, Chicago.