

PATRICIA BARBOSA LIMA

**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO NA ASSEMBLÉIA DE HERBÁCEAS DE
UMA ÁREA DE FLORESTA ATLÂNTICA DO NORDESTE DO BRASIL**

RECIFE, 2012

PATRICIA BARBOSA LIMA

**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO NA ASSEMBLÉIA DE HERBÁCEAS DE
UMA ÁREA DE FLORESTA ATLÂNTICA DO NORDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco – PPGB/UFRPE, como requisito para obtenção do título de Mestre em Botânica.

ORIENTADORA: Prof^a. Dr^a. Carmen Silvia Zickel.

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Marcelo Tabarelli.

RECIFE, 2012

Ficha Catalográfica

L732e Lima, Patrícia Barbosa
Efeito da fragmentação na assembléia de herbáceas de uma área de floresta Atlântica do Nordeste do Brasil / Patrícia Barbosa Lima. -- 2012.
93 f.: il.

Orientador (a): Prof^a. Dr^a. Carmen Silvia Zickel.
Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia, Recife, 2012.
Inclui apêndice, anexo e referências.

1. Diversidade biológica 2. Ecologia de ecossistemas terrestres
3. Flora herbácea 4. Floresta Atlântica brasileira 5. Fragmentação florestal 6. Parâmetros ambientais I. Zickel, Carmen Silvia, Orientadora II. Título

CDD 581

**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO NA ASSEMBLÉIA DE HERBÁCEAS DE UMA ÁREA DE
FLORESTA ATLÂNTICA DO NORDESTE DO BRASIL**

PATRÍCIA BARBOSA LIMA

**Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora em:
16 de Fevereiro de 2012**

Presidente da Banca/Orientadora:

Profª Drª Carmen Silvia Zickel

Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE

Examinadores:

Dr. Bráulio Almeida Santos

Universidade Federal de Pernambuco – UFPE – Titular

Profª Drª Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco – IFPE – Titular

Prof. Dr. Kleber Andrade da Silva

Universidade Federal de Pernambuco – UFPE – Titular

Profª. Drª. Elcida de Lima Araújo

Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE – Suplente

Recife, 2012

“Se chorei ou se sorri, o importante é que emoções eu vivi...”

Emoções – Roberto Carlos

DEDICO

A Deus e a minha linda família, a base do meu ser, que estão comigo o tempo todo me apoiando incondicionalmente em todos os momentos de minha vida...

*Meus pais amados Maria Cleonice Barbosa Lima e Ivan Oliveira Lima, meu querido irmão Thiago Barbosa Lima e a metade de mim, a pessoinha que mudou minha vida por completo e me mostrou o verdadeiro sentido da vida,
Matheus Barbosa Lima.*

AGRADECIMENTOS

Depois de “malhar” muito subindo e descendo morros, cortar cana para poder chegar aos fragmentos, correr de vespas, escorregar, levantar e cair novamente...

Depois de caminhar quilômetros para poder chegar ao local de coleta e continuar caminhando (e muito) para coletar todas as minhas queridas plantinhas e ainda se perder na mata (usando o GPS)...

Depois de comer deliciosos manjares após as coletas, tomar banhos de bica (com água gelada), dormir de madrugada prensando planta ou simplesmente papeando...

Depois de brincar com as doces crianças, conversar besteiras ou discutir “papo cabeça” com os companheiros de coleta, conhecer uma linda cachoeira (incrustada na floresta Atlântica nordestina) e chorar (seja por causa da TPM seja devido à emoção do último capítulo dessa história – último dia de coleta)...

Finalmente chegou a hora de chorar, mas chorar de alegria! Alegria em concluir mais uma etapa... Sentir que realizei mais um sonho... E o principal: Estar feliz por ter a certeza de que tudo o que consegui não foi apenas mérito meu, pois muitas pessoas especiais estavam ao meu lado nesta trajetória... Então, será que devo agradecer? Sim. Sempre!

Primeiramente a Deus por tudo... Por todo o Seu amor que me deu força todos os dias da minha vida para seguir meu caminho, apoiando-me nos momentos de dificuldade e sorrindo para mim nos momentos de alegria... E por Ele estar comigo sempre, guiando-me para que eu pudesse realizar este trabalho... Sua presença em minha vida é essencial!

À minha orientadora (comadre e amiga), Prof^a. Dr^a. Carmen Silvia Zickel, que desde a época da graduação, quando entrei para a “Família LAFLEC”, vem contribuindo para meu crescimento profissional e pessoal, com muita paciência, respeito e dedicação... E, sobretudo, pela amizade e por acreditar em mim.

Ao meu co-orientador, Prof. Dr. Marcelo Tabarelli, pela co-orientação, paciência, ensinamentos ecológicos e importantes sugestões para a construção deste estudo.

Aos membros da banca Dr. Bráulio Almeida Santos, Dr^a. Elcida de Lima Araújo, Dr^a. Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos e Dr. Kleber Andrade da Silva, pelas importantes sugestões e contribuições – fundamentais ao enriquecimento desta dissertação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudos, imprescindível para a dedicação exclusiva e execução deste trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Botânica (PPGB) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) pelo apoio institucional para o desenvolvimento deste estudo e pela oportunidade de obtenção do título de Mestre.

Às Prof^{as}. Dr^a. Carmen Silvia Zickel e Dr^a. Ariadne do Nascimento Moura pelo apoio enquanto coordenadoras do Programa.

Ao corpo docente do PPGB (UFRPE) pela contribuição significativa na minha formação acadêmica.

Aos funcionários do PPGB (UFRPE) Kênia Freire (Kênia Maria), Manasés Araújo (Seu Mano), Otniel (Toni) pelas “árvores quebradas” (porque vocês não quebraram apenas os galhos) ao longo desses dois anos.

Aos responsáveis pela Usina Serra Grande por ceder a área para a realização deste estudo e por ceder o alojamento, que se tornou minha terceira casa durante alguns meses.

Ao Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste (CEPAN) por disponibilizar o valioso carro, que nos conduzia por aquelas estradas inseridas no meio do canavial de Serra Grande.

Às curadoras dos herbários visitados (Dr^a. Rita Pereira, Dr^a. Marlene Barbosa e Dr^a. Maria Elizabeth), as pesquisadoras do herbário Dárdano de Andrade Lima do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA) (Alcina Viana, Maria Bernadete e Olívia Cano) e à Prof^a. Dr^a. Ana Odete, ao pesquisador Carlos Castro, ao Prof. Dr. Eduardo Almeida e por todo o apoio na identificação das plantas de Serra Grande. Em especial, a Eduardo Almeida, Maria Bernadete e Olívia Cano por terem contribuído fortemente na identificação, se debruçando sobre nossas plantinhas de maneira árdua e incessante, até o ponto máximo de reconhecimento taxonômico.

À Prof^a. Dr^a. Simone Cunha e ao Dr. Bráulio Santos pelo grande auxílio nas análises estatísticas, se não fossem vocês o que seria dos meus dados?

A eterna “Família LAFLEC” – Angélica Ferreira, Carmen Zickel, Cássia Zickel, Daniel Medeiros, Edson Moura, Eduardo Almeida, Francisco Soares, Liliane Lima, Luciana Maranhão, Maria Claudjane, Simone Lira, Tássia Pinheiro e Valdira Santos – pela amizade, irmandade, cumplicidade, lealdade, apoio, compreensão, respeito... Enfim, por todos os momentos que passamos juntos, por todas as vezes que vocês enxugaram minhas lágrimas (de alegria ou de tristeza) e pelo amor que faz esta família ser o que ela é, mesmo com todas as diferenças... Em especial, a quatro pessoas: Edson Moura, Eduardo Almeida (“cumpadi”), Liliane Lima e Tássia Pinheiro, meus companheiros diários (até nos dias em que eu ficava “quieta”), que me ensinaram muito sobre o que é a vida e a amizade, cada um do seu jeito, com suas manias, com suas palavras, cada um tem um lugar especial no meu coração...

Espero que possamos compartilhar muitos momentos juntos (tá bom, se não eu choro)... Sem todos vocês, LAFLEC'ANOS, nada disso seria possível e por mais que eu agradeça, ainda assim será pouco... Muito obrigada por tudo!

Aos pesquisadores companheiros de viagens de coleta: Angélica Ferreira, Christoph Knogge, Danielle Lima, Dione Ventura, Edgar Silva, Emanuel Rodrigo, Joana Specth, Liliane Lima, Martin Schaaf, Michael kroencke, Paulo Portês e Talita Câmara. E, em especial, agradeço à Liliane Lima, que esteve presente em todos os momentos de coleta, me ajudando, me acalmando... Sem você, amiga, eu não teria conseguido... Você foi uma peça fundamental para a execução deste trabalho e também de vários outros, afinal de contas são alguns anos de parceria e de amizade, né? Obrigada por tudo!

Aos jovens guerreiros (moradores do Arruado de Coimbra) Darlan, Pierre e Roberto pelo grande auxílio durante as coletas... Desejo que vocês sejam muito felizes!

A cada criança moradora do Arruado de Coimbra, que com sua inocência e felicidade contagiava a todos e transformava os momentos mais difíceis em momentos de descontração.

Aos amigos da Botânica – Andrêsa Alves, Clarissa Lopes, Danielle Melo, Diego Nathan, Emanuel Cardoso, Helton Soriano, Ivanilda Feitoza, José Ribamar, Juliana Andrade, Juliana Silva, Leidiana Lima, Luciana Oliveira, Lucilene Lima, Kleber Andrade, Josiene Falcão, Maria Carolina, Micheline Kézia, Nísia Karine, Paula Eymael e Sarah Athie – pelos inúmeros momentos de descontração, trocas de conhecimento científico e por toda a amizade durante essa trajetória.

À “TUM” pela amizade, convivência e por todos os momentos que passamos juntos.

Aos amigos de ontem, hoje e sempre – Aerton Nepomuceno, Amanda Lacerda, Anderson Everton, Anelise Mota, Claudena Alcântara, Davi Correia, Débora Monteiro, Karina Mazzarotto, Luanna Ribeiro, Lilian Andressa, Maria das Dores, Natália Leal, Nylber Augusto e Priscila Rafaela – por estarem ao meu lado sempre (mesmo que distantes fisicamente) e pelos diversos momentos de felicidade que passei ao lado de cada um de vocês.

À Família Barbosa, à Família Lima e à Família Martins por estarem ao meu lado sempre... E é como nunca canso de repetir: se eu pudesse escolher em que família nascer escolheria exatamente esta!

E, por fim, mas não em último plano, a minha amada família: meus pais, Maria Cleonice e Ivan Lima, por todo amor, carinho, compreensão, dedicação, apoio, incentivo, confiança e por terem me ensinado tudo o que sei e me ajudado a ser o que sou hoje; meu irmão, Thiago Lima, por todo amor, carinho, companheirismo, força e também por todos os momentos que passamos juntos; e ao meu maior presente, a razão do meu viver, meu amado filho – Matheus Lima – sem você, amor da minha vida, nada disso teria sentido... Amo vocês!

Enfim, a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a elaboração deste trabalho e àqueles que por ventura eu não tenha citado: meus sinceros agradecimentos.

SUMÁRIO

Lista de Tabelas.....	xi
Lista de Figuras.....	xii
Resumo Geral.....	xiii
Abstract.....	xiv
Introdução Geral.....	15
Revisão Bibliográfica.....	18
Fragmentação florestal: seus efeitos sob a vegetação.....	19
O estrato herbáceo na comunidade vegetal.....	24
Referências Bibliográficas.....	29
Manuscrito: A fragmentação florestal conduz alterações florístico-estrutural na assembléia de herbáceas de floresta Atlântica do Nordeste brasileiro?.....	41
Resumo.....	43
1. Introdução.....	43
2. Material e Métodos.....	45
3. Resultados.....	50
4. Discussão.....	53
Agradecimentos.....	58
Referências.....	58
Apêndice do Manuscrito.....	67
Apêndice	75
Apêndice 1. Listagem das famílias e espécies de herbáceas inventariadas no Ambiente Contínuo (AC) e Ambiente Fragmentado (AF) de um trecho de floresta Atlântica situada ao Norte do Rio São Francisco – Brasil.....	76
Considerações Finais	81
Anexo	84
Anexo 1. Regras de submissão da Biological Conservation.....	85

LISTA DE TABELAS

Tabela A1. Listagem dos fragmentos florestais da Usina Serra Grande (Alagoas, Brasil) selecionados para a avaliação do efeito da fragmentação florestal na assembléia de herbáceas de floresta Atlântica, com suas respectivas coordenadas geográficas, dimensões e tipos de vegetação e solo.....	69
---	----

LISTA DE FIGURAS

Fig. A1: Mapa com os remanescentes de floresta Atlântica Nordestina, situados na Usina Serra Grande (USG) – Norte de Alagoas, selecionados para o estudo do efeito da fragmentação na assembléia de herbáceas.....	70
Fig. A2. Média da riqueza e da densidade (em 1250 m ²) da assembléia de herbáceas do ambiente fragmentado e contínuo de um trecho de floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco.....	71
Fig. A3. Gráfico de ordenação por MDS com base nas 100 parcelas inventariadas nas áreas contínua e fragmentada de um trecho de floresta Atlântica nordestina.....	72
Fig. A4: Análise de correspondência canônica: diagrama de ordenação das parcelas, composta por 98 parcelas das áreas contínua e fragmentada de um trecho de floresta Atlântica nordestina e suas respectivas correlações com as variáveis ambientais.....	73
Fig. A5: Análise de correspondência canônica: diagrama de ordenação das espécies, composta pelas 62 espécies de herbáceas com maior densidade nas áreas contínua e fragmentada de um trecho de floresta Atlântica nordestina e suas respectivas correlações com as variáveis ambientais.....	74

RESUMO GERAL

LIMA, Patrícia Barbosa. Msc. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Fevereiro de 2011. Efeito da fragmentação na assembléia de herbáceas de uma área de floresta Atlântica do Nordeste do Brasil. Carmen Silvia Zickel.

A conversão de grandes áreas florestais em pequenos remanescentes direciona diversas alterações físicas e biológicas que influenciam negativamente a biodiversidade das florestas tropicais, mas pouco se sabe sobre as respostas de plantas herbáceas à perturbação humana. Diante disso, o presente estudo objetivou testar as seguintes hipóteses: (1) uma área fragmentada possui menor riqueza, menor diversidade e maior densidade da assembléia de herbáceas do que um ambiente contínuo; (2) existe maior serapilheira acumulada, maior temperatura do solo e menor umidade do solo na área fragmentada; e (3) a composição florística e estrutural das herbáceas são distintas entre as áreas, devido às alterações ambientais proporcionadas pela fragmentação florestal. O estudo foi desenvolvido na paisagem de floresta Atlântica da Usina Serra Grande (8°30'S e 35°50'O), Alagoas, utilizando-se a área de interior de um fragmento de 3.500 ha (área contínua) e dez pequenos fragmentos florestais variando entre 7,84 e 83,63 ha (área fragmentada). Os remanescentes possuem solos distróficos (latossolos e argissolos amarelo-vermelho), clima tropical quente úmido e vegetação Ombrófila Aberta Submontana e Estacional Semidecidual. As herbáceas (toda planta não lenhosa – incluindo trepadeiras e saprófitas) foram coletadas entre outubro de 2010 e março de 2011, estabelecendo-se aleatoriamente 50 parcelas (5×5 m) em ambas as áreas. As parcelas da área contínua foram estabelecidas a partir de 200 m da borda. Na área fragmentada foram plotadas cinco parcelas nas proximidades do ponto central de cada um dos remanescentes. Foram registradas a riqueza, a densidade, a diversidade da assembléia de herbáceas em ambas áreas. Em cada parcela foram coletados dados referentes à quantidade de serapilheira acumulada, teor de umidade do solo e temperatura do solo. Diferenças entre os ambientes foram avaliadas com os seguintes testes: Mann Whitney (riqueza); teste de t de Hutcheson (diversidade); teste T (densidade, serapilheira acumulada, umidade e temperatura do solo). O MDS, com o ANOSIM, verificaram a diferença na composição florística e estrutural das parcelas distribuídas entre os habitats. Para testar a correlação espécie-variável ambiental foi realizada uma CCA. A riqueza foi maior no ambiente contínuo (97 espécies) do que no fragmentado (68), contudo não houve diferença significativa na densidade. A diversidade e a equabilidade foram maiores no ambiente contínuo ($H' = 3,616$ nats/ind.; $J' = 0,791$) do que no fragmentado ($H' = 2,729$ nats/ind.; $J' = 0,647$). Na área fragmentada houve maior quantidade de serapilheira acumulada, maior temperatura do solo e menor umidade do solo. O MDS evidenciou a segregação de dois grupos (parcelas da área contínua e parcelas da área fragmentada), sendo este resultado explicado pelo tipo de ambiente. A CCA verificou que as espécies se distribuem nas áreas a partir de um gradiente, que envolve maior influência do aumento da temperatura do solo e da diminuição da umidade do solo na área fragmentada, e o padrão contrário na área contínua, explicando a preferência de muitas espécies por determinado tipo de habitat. Contudo, outras variáveis não mensuradas também podem estar agindo na assembléia de herbáceas de Serra Grande. Tais resultados sugerem que a fragmentação de fato contribui para a perda de biodiversidade da flora de florestas tropicais, sobretudo de espécies da assembléia de herbáceas da floresta Atlântica Nordestina, principalmente devido às modificações ambientais geradas após a fragmentação de habitats. Assim, faz-se necessária a realização de estudos adicionais a fim de se ampliar a compreensão dos fatores que controlam a assembléia de herbáceas de áreas florestais tropicais úmidas.

Palavras-chave: Diversidade, Flora Herbácea, Floresta Atlântica Brasileira, Fragmentação Florestal, Parâmetros Ambientais.

ABSTRACT

LIMA, Patrícia Barbosa. Msc. Universidade Federal Rural de Pernambuco. February of 2011. Effect of fragmentation on the board of a herbaceous area of Atlantic Forest in northeastern Brazil. Carmen Silvia Zickel.

The conversion of large areas in small forest remnants directs various physical and biological changes that negatively affect the biodiversity of tropical forests, but little is known about the responses of herbaceous plants to human disturbance. Therefore, this study aimed to test the following hypotheses: (1) a fragmented area has less richness, lower diversity and greater density of herbaceous assembly of a continuous environment; (2) there is more accumulated litter, increased soil temperature and soil moisture lower in the fragmented; and (3) the floristic composition and structure of herbaceous areas are distinct from those due to environmental changes provided by forest fragmentation. The study was conducted in the Atlantic forest landscape of the Usina Serra Grande (8°30'S and 35°50'O), Alagoas, using the area core a 3500 ha fragment (continuous area) and ten small forest fragments ranging between 7.84 and 83.63 ha (fragmented area). The remnants are dystrophic soils (latosols and ultisols yellow-red), hot and humid tropical climate and vegetation lower montane rain forest and semideciduous. The herbaceous (all non-woody plant – including vines and saprophytic) were collected between october 2010 and march 2011, 50 by plotting random plots (5×5 m) in both areas. The plots were established in the area continuously from 200 m from the edge. In the fragmented five plots were plotted near the midpoint of each remaining. We recorded the richness, density, diversity of herbaceous assembly in both areas. In each plot we collected data regarding the amount of litter accumulated, percentage of soil moisture and soil temperature. Differences between environments were evaluated with the following tests: Mann-Whitney (richness); t test of Hutcheson (diversity); t test (density, accumulated litter; soil moisture and temperature). The MDS, ANOSIM with, there a difference in the floristic composition and structure of plots distributed among habitats. Test the correlation species-environmental variable was performed a CCA. Species richness was higher in continuous ambient (97 species) than in fragmented (68), but there was no significant difference in density. The diversity and equability were higher in the continuous ambient ($H' = 3.616$ nats/ind.; $J' = 0.791$) than in fragmented ($H' = 2.729$ nats/ind.; $J' = 0.647$). In the area fragmented there was a greater amount of accumulated litter, higher soil temperature and lower soil moisture. The MDS showed the segregation of two groups (plots of the area continuous and plots of the area fragmented), and this result is explained by the type of environment. The CCA found that the species are distributed in the areas from a gradient, which involves greater influence of increasing soil temperature and decreased soil moisture in the area fragmented, and the opposite pattern in the area continued, explaining the preference of many species for a certain type of habitat. However, other unmeasured variables may also be acting in the assembly of herbaceous Serra Grande. These results suggest that fragmentation really contributes to the loss of biodiversity of the flora of rain forests, especially of species of herbaceous assembly of the northeastern Atlantic forest, mainly due to environmental changes generated after habitat fragmentation. Thus, it is necessary to perform additional studies in order to broaden the understanding of the factors that control the assembly of herbaceous tropical rain forest areas.

Keywords: Diversity, Herbaceous, Brazilian Atlantic Forest, Forest Fragmentation, Environmental Parameters.

INTRODUÇÃO GERAL



A cobertura florestal do planeta tem sido fortemente reduzida pela conversão de extensas áreas florestais em pequenos remanescentes inseridos em uma matriz não florestada (LAURANCE et al., 1998). Esta alteração da paisagem chega a níveis de severa magnitude nas florestas tropicais, principalmente na floresta Atlântica brasileira, que é considerada um dos biomas mais afetados no planeta (MMA, 2004), possuindo atualmente reduzida cobertura vegetal (RIBEIRO et al., 2009). Diante disso, muitos estudos vem tentando compreender a questão de como a fragmentação florestal atua na comunidade vegetal (LAURANCE et al., 1997; LAURANCE et al., 1998; BRUNA, 1999; BRUNA, 2002; BRUNA e KRESS, 2002; BENÍTEZ-MALVIDO e MARTÍNEZ-RAMOS, 2003; OLIVEIRA et al., 2004; HONNAY et al., 2005; PACIENCIA e PRADO, 2005; LAURANCE, 2008; TABARELLI et al., 2008; TOMIMATSU et al., 2011).

O ponto principal é que a perda de habitats e o isolamento de fragmentos florestais desencadeiam diversas alterações físicas e biológicas (FARIG, 2003; TABARELLI et al., 2004; PORTELA E SANTOS, 2007) que afetam negativamente a biodiversidade global causando, em casos extremos, a extinção de muitas espécies (OLIVEIRA et al., 2004), sobretudo pela interrupção de processos ecológicos chave, como a polinização (HONNAY et al., 2005; LOPES et al., 2009) e a dispersão de propágulos (ANDRESEN, 2003). Tais alterações no comportamento das espécies podem contribuir na simplificação e homogeneização biótica dos fragmentos florestais (OLIVEIRA et al., 2004; ALMEIDA, 2009; DIGIOVINAZZO et al., 2010), e ainda podem ser agravadas com a redução da área dos remanescentes florestais.

Pequenas manchas florestais podem ser completamente constituídas de habitats semelhantes à borda (PACIENCIA e PRADO, 2004; SANTOS et al., 2008), apresentando assim maior intensidade e penetração dos efeitos relacionados à criação de bordas (HARPER et al., 2005). Conseqüentemente, estas áreas evidenciam uma drástica redução na riqueza de espécies (TABARELLI e GASCON, 2005). Contudo, remanescentes com grandes dimensões apresentam maior variedade de tipos de solo e diversidade de árvores, que podem proporcionar maior variedade de microhabitats para as plantas das demais sinúcias, inclusive da flora herbácea, contribuindo, dessa forma, para uma maior riqueza específica nesses ambientes (HONNAY et al., 2005).

Outro ponto importante sobre a redução de extensas áreas contínuas em pequenos fragmentos florestais relaciona-se com o incremento na densidade de determinados tipos de espécies, principalmente pioneiras (LAURANCE, 1991), exóticas (JANZEN, 1986) e

invasoras (TOMINATSU et al., 2011), das quais muitas espécies herbáceas fazem parte (CHEUNG et al., 2009; CITADINI-ZANETTE et al., 2011; TOMINATSU et al., 2011). Estas espécies tendem a se beneficiar das alterações microclimáticas proporcionadas pela fragmentação florestal (LIMA-RIBEIRO, 2008), sendo capazes de colonizar facilmente ambientes alterados (MARASCHIN-SILVA et al., 2009). Ao contrário das espécies herbáceas ocorrentes sob cobertura arbórea densa, que tendem a apresentar densidade relativamente baixa, ocorrendo, muitas vezes, como indivíduos dispersos ou quase ausentes (RICHARDS, 1996).

Segundo Whigham (2004), a distribuição das espécies do estrato herbáceo florestal pode ser variável em função do tipo de ambiente, isto porque muitas delas possuem requisitos específicos de microhabitats e se adaptam às diferentes condições microclimáticas da floresta (KOZERA et al., 2009). Desta forma, os fatores ambientais tornam-se importantes preditores das respostas da comunidade vegetal (GEHLHAUSEN et al., 2000), principalmente da assembléia de herbáceas. A literatura versa que algumas espécies desse estrato tem preferência por ambientes mais úmidos, como no caso de algumas espécies de samambaias e licófitas (RIGON et al., 2011), e que o teor de umidade do solo difere em muitos locais, gerando gradientes que definem a composição e a estrutura da vegetação (KEDDY, 2000). Arelado a isso está a elevação da temperatura, que pode diminuir a umidade do solo e originar o estresse hídrico em muitas espécies, direcionando a diminuição na germinação e estabelecimento de muitas plântulas (ESSEEN e RENHORN, 1998), além da maior mortalidade de espécies de árvores (FARIG, 2003). Além disso, ambientes que apresentam elevadas temperaturas tendem a apresentar menor taxa de decomposição, influenciando na maior acumulação de serapilheira em relação aos ambientes mais úmidos, e assim também podem influenciar na germinação de sementes e no controle do estabelecimento das plântulas (PORTELA E SANTOS, 2007).

Portanto, compreender as respostas da flora herbácea aos efeitos da fragmentação de habitats pode auxiliar na caracterização e compreensão da dinâmica da vegetação tropical. Desse modo, o presente estudo pretende responder as seguintes questões: 1) em comparação com uma área de floresta contínua, um ambiente fragmentado evidencia menor riqueza, menor diversidade, menor equabilidade e maior densidade da assembléia de herbáceas? e 2) os parâmetros ambientais (tais como, a quantidade de serapilheira acumulada, a temperatura e o teor de umidade do solo) diferem entre um ambiente contínuo e um ambiente fragmentado, afetando, assim, a composição florística e estrutural da assembléia de herbáceas nas áreas?



REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Fragmentação florestal: seus efeitos sobre a vegetação

A fragmentação florestal é uma ação antrópica (TABARELLI e GASCON, 2005), que consiste na conversão de áreas florestais, antes contínuas, em arquipélagos de fragmentos florestais inseridos em uma matriz não florestada (LAURANCE et al., 1998). Seus efeitos sobre os ecossistemas florestais são evidentes em múltiplos níveis (população, comunidade, ecossistema, paisagem) (FORMAN, 1995) e vem afetando intensificamente a biodiversidade da flora e da fauna global, causando, em casos extremos, a extinção local e regional de inúmeros organismos (OLIVEIRA, 2007).

Ao longo do tempo, a cobertura florestal do planeta tem sido fortemente reduzida através do desmatamento, principalmente para a expansão de fronteiras agrícolas (TILMAN, 1999). Nas florestas tropicais este fenômeno vem ganhando proporções desastrosas, com taxas de desmatamento anuais excedendo 150.000 km² (WITMORE, 1997). Esta situação alcança níveis de perturbação de severa magnitude quando se trata da floresta Atlântica brasileira, considerado um dos principais centros de biodiversidade do mundo (WCMC, 1992), pois concentra um dos maiores níveis de riqueza de espécies e taxas de endemismo do planeta (MYERS et al., 2000; RIBEIRO et al., 2009). Atualmente, estima-se que a cobertura da floresta Atlântica está em torno de 11,26% (RIBEIRO et al., 2009), o que ainda a caracteriza como um dos biomas mais ameaçados mundialmente (MMA, 2004). Além disso, seus remanescentes florestais encontram-se representados por fragmentos de distintos tamanhos e formas (RIBEIRO et al., 2009), situados em áreas mais elevadas na paisagem, de difícil acesso e inadequadas à agricultura. Cabe destacar que a alteração da paisagem deste bioma remonta o período da colonização (TABARELLI e GASCON, 2005) e seus efeitos provavelmente atuam em conjunto na depauperação da biodiversidade dos sistemas naturais (SILVA e TABARELLI, 2000; SANTOS et al., 2008; TABARELLI et al., 2008).

Estudos que tentam elucidar a questão de como a fragmentação florestal e a perda de habitats influencia a comunidade vegetal apresentam maior destaque para a flora arbórea com os de Kapos et al. (1993), Kapos et al. (1997), Laurance et al. (1997), Laurance et al. (1998), Tabarelli et al. (1999), Silva e Tabarelli (2000), Oliveira et al. (2004), Grillo (2005), Laurance (2008), Santos et al. (2008), Tabarelli et al. (2008), Lopes et al. (2009), sendo ainda pouco reconhecido o efeito da fragmentação para a flora herbácea (BRUNA, 1999; BRUNA, 2002; BRUNA e KRESS, 2002; BENÍTEZ-MALVIDO e MARTÍNEZ-RAMOS, 2003; HONNAY et al., 2005; PACIENCIA e PRADO, 2005).

O que se pode observar na literatura é que o impacto causado pela fragmentação florestal tem como consequências inúmeras alterações físicas e biológicas efetuadas, principalmente, pela perda de habitats e insularização dos remanescentes florestais (FAHRIG, 2003; TABARELLI et al., 2004; FISCHER e LINDENMAYER, 2007; PORTELA E SANTOS, 2007). Segundo Turner et al. (1996), respostas acerca desses temas podem ser avaliadas de maneira mais eficaz em fragmentos florestais mais antigos, tendo em vista que eles podem possuir tempo suficiente para chegar a um possível estágio de equilíbrio. Assim, a paisagem intensamente fragmentada da floresta Atlântica brasileira pode proporcionar uma excelente oportunidade para estudos de fragmentação, devido à presença de fragmentos florestais antigos e recentemente isolados (TABARELLI e MANTOVANI, 1997b), o que permitem a comparação entre ambos os tipos de habitat e a obtenção de respostas mais concretas acerca dos efeitos da fragmentação florestal na biota.

Vários estudos apontam que a perda de habitat seria o efeito mais intenso (ver FAHRIG, 2003), todavia Digiovinazzo et al. (2010) enfatizam que tanto a perda quanto o isolamento de habitats são fatores independentes e que o isolamento também pode causar consequências negativas para a riqueza de muitas espécies, sobretudo para as espécies características de áreas de interior florestal (DIGIOVINAZZO et al., 2010; TABARELLI e GASCON, 2005), pois atua negativamente na migração e, portanto, dificulta a dinâmica da colonização (DIGIOVINAZZO et al., 2010).

A literatura indica que o isolamento entre os fragmentos florestais pode possibilitar a exposição dos organismos remanescentes às condições ambientais distintas do habitat original, deixando-os suscetíveis às condições do ecossistema circundante – a matriz (MURCIA, 1995; GIMENEZ e ANJO, 2003). Este tipo de habitat pode agir como um filtro para a movimentação de muitas espécies através da paisagem, ocasionando alterações no comportamento das espécies ou entre as espécies (TABARELLI e GASCON, 2005), além da redução nas taxas de imigração (TURNER, 1996).

Alguns pesquisadores já relataram a ocorrência de uma ruptura na interação planta-animal na comunidade arbórea após a fragmentação (MURCIA, 1995; LOPES et al., 2009). Destacando-se o componente herbáceo florestal, a maioria de seus espécimes apresenta polinização por insetos (RICHARDS, 1996), entretanto grande parte desses polinizadores não consegue sobrevoar grandes distâncias (WILCOCK e NEILAND, 2002), principalmente, quando necessitam atravessar uma matriz hostil (HONNAY et al., 2005). Um ponto relevante é que várias manchas florestais apresentam um tamanho muito reduzido para abrigar ou atrair uma grande diversidade de polinizadores (HONNAY et al., 2005). Deste modo, ocorre uma

diminuição na taxa de visitação dessa fauna e a redução na eficácia da transferência dos grãos de pólen (CUNNINGHAM, 2000), o que afeta diretamente o sucesso reprodutivo das espécies vegetais (HONNAY et al., 2005), pois a produção de frutos por indivíduo também é reduzida (CUNNINGHAM, 2000). Além disso, é que ao restringir a presença de potenciais parceiros e/ou alterar o sistema de polinização (FRANKHAM, 2005), a fragmentação florestal pode induzir a endogamia, o que atua rapidamente na redução da aptidão da planta (TOMIMATSU e OHARA, 2006).

Jennersten (1988) estudando o efeito da fragmentação na polinização e produção de sementes de *Dianthus deltoides* L. (Caryophyllaceae), em dois tipos de habitats (contínuo e fragmentado) situados em uma área agrícola, observou que a área fragmentada apresentou baixa densidade de plantas floridas e insetos visitando as flores, bem como a redução na produção de frutos em relação à área contínua.

Estas reduções podem ocasionar danos ainda mais intensos quando também ocorrem a limitação na dispersão dos diásporos (ANDRESEN, 2003), a elevação da predação das sementes (CURRAN e WEBB, 2000), a redução na germinação (BRUNA, 1999) e o aumento na deterioração ou mortalidade de plântulas (LAURANCE et al., 1998). Alguns estudos demonstraram (BRUNA, 1999; BRUNA, 2002; URIARTE et al., 2010) que a germinação de sementes e o estabelecimento de plântulas de *Heliconia acuminata* Rich. foram menores em áreas fragmentadas do que em áreas de floresta contínua. Do mesmo modo, a taxa de crescimento dessas plantas (BRUNA et al., 2002) e a densidade de seus indivíduos em floração (BRUNA e KRESS, 2002) foram menores em habitats fragmentados. Sendo assim, Bruna e Oli (2005) sugerem que populações de floresta contínua possam recuperar-se rapidamente de um crescimento populacional negativo, enquanto populações de áreas fragmentadas apresentam elevado risco de declínio populacional e extinção. Levando-se em consideração todos esses aspectos, é ressaltada na literatura a importância da manutenção da cobertura vegetal como forma de se evitar a extinção local de espécies (BIERREGAARD et al., 2001; TABARELLI e GASCON, 2005).

Além das alterações supracitadas, a fragmentação florestal também influencia na diversidade genética das populações de plantas (CORDEIRO e HOWE, 2001), tornando-se responsável pela perda de diversidade alélica, que pode causar a erosão da capacidade das populações evoluírem em longo prazo em conjunto com as mudanças ambientais (HONNAY et al., 2005).

A consequência mais drástica da redução populacional após a fragmentação é a extinção das espécies, em longo prazo (OLIVEIRA et al., 2004; FISCHER e

LINDENMAYER, 2007). With e Crist (1995) já haviam mencionado que o abrupto isolamento dos fragmentos florestais pode atuar na persistência das espécies nestas áreas, devido à formação do chamado “limite da fragmentação”. Termo reconhecido por Andrén (1994) como o limite advindo do total da quantidade de vegetação remanescente. Segundo Andrén (1994) e Fahrig (2003), quando a cobertura do habitat fica abaixo desse limite, o risco de extinção das espécies que vivem em manchas de habitats pode aumentar abruptamente. No entanto, a posição exata desse limite dependerá do contexto – tamanho ou isolamento das manchas florestais – ou das espécies-alvo consideradas (DIGIOVINAZZO et al., 2010). Esses autores acrescentam que a análise dos limiares da fragmentação pode fornecer informações importantes para a avaliação da cobertura mínima de habitat necessária à persistência das espécies.

Por outro lado, as condições proporcionadas pela fragmentação de habitats podem direcionar a um acréscimo na densidade de muitas populações vegetais que se beneficiam desses ambientes, tais como: espécies exóticas ou invasoras (JANZEN, 1986); espécies pioneiras e trepadeiras (LAURANCE, 1991); e espécies não-zoocóricas (TABARELLI et al., 1999).

Uma vez que os fragmentos recebem diásporos de espécies exóticas, pode haver a incorporação destas espécies na comunidade vegetal remanescente, culminando, muitas vezes, com a eliminação de espécies restritas às áreas de interior florestal (JANZEN, 1986). Já a presença de espécies caracterizadas como pioneiras, observa-se também uma forte tendência para a continuidade de um estágio de auto-substituição de apenas uma fase sucessional. Ou seja, a formação de múltiplas gerações (em vez de apenas um único ciclo) de espécies sucessionais pioneiras (TABARELLI et al., 2008). Casos análogos a estes foram reportados recentemente em uma área de floresta Atlântica do nordeste brasileiro, onde se verificou que sua paisagem fragmentada era dominada por uma assembléia de árvores pioneiras, tais como: *Tapirira guianensis* Aubl. (Anacardiaceae); *Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin (Araliaceae); e *Byrsonima sericea* DC. (Malpighiaceae) (OLIVEIRA et al., 2004; GRILLO et al., 2005; SANTOS et al., 2008).

Outros fatores também podem contribuir na resiliência ou não das espécies originais nos habitats fragmentados e o tamanho dos fragmentos florestais pode ser considerado um claro exemplo disto. Tripathi et al. (2010) enfatizam que a riqueza de espécies é diretamente proporcional ao tamanho do fragmento florestal. Assim, pequenos fragmentos abrigam uma menor riqueza de espécies e menores populações, o que reduz a probabilidade de persistência da biodiversidade em escala local e até regional (VIANA, 1990; TABARELLI e GASCON,

2005). Contrariamente, grandes áreas suportam um maior número de populações, inclusive populações maiores, o que protege as espécies das variações demográficas e genéticas associadas às populações pequenas (GILPIN e SOULÉ, 1986).

Honnay et al. (2005) enfatizam que grandes fragmentos florestais caracterizam-se por apresentar uma maior variedade de tipos de solos, além de uma maior diversidade de espécies de árvores, o que proporciona um maior número de microhabitats para as plantas das demais sinúcias. Segundo o estudo realizado por Tabarelli et al. (1999), em uma área de floresta Atlântica do sudeste brasileiro, pequenos fragmentos apresentaram maior irregularidade no dossel e densidade de clareiras, além da maior mortalidade de árvores e grande quantidade de espécies ruderais. Outro fator importante é que para muitos pesquisadores (KAPOS, 1989; YOUNG e MITCHELL, 1994; ZUIDEMA et al, 1996; VIANA et al, 1997; TABARELLI et al., 1999; PACIENCIA e PRADO, 2004; SANTOS et al., 2008; LAURANCE et al., 2011), pequenos remanescentes florestais, principalmente aqueles de tamanho inferior a 10 ha, são altamente vulneráveis aos efeitos de borda e podem ser florística e estruturalmente semelhantes a ambientes afetados pela borda.

Considerado um dos principais efeitos relacionados à fragmentação de habitats, o efeito de borda (BIERREGAARD et al., 2001; TABARELLI e GASCON, 2005) resulta em diversas modificações nas condições abióticas e bióticas da floresta, o que coloca em risco vários grupos biológicos (MURCIA, 1995; BIERREGAARD et al., 2001; OLIVEIRA et al., 2004; CASTRO, 2008; LAURANCE, 2008). Neste contexto, a criação de bordas florestais pode causar: 1) mudanças nas condições ambientais (elevação na velocidade dos ventos, incremento da luminosidade e da temperatura e redução na taxa de umidade relativa do ar e do solo), devido à proximidade com a matriz estruturalmente diferente (KAPOS, 1989; MURCIA, 1995; ZUIDEMA et al., 1996; LAURANCE, 1997; DIDHAM e LAWTON, 1999; HARPER et al., 2005); 2) alterações na densidade e distribuição das espécies, devido às alterações físicas supracitadas e à tolerância fisiológica das espécies a esse tipo de ambiente (tais como a diminuição de espécies com sementes grandes e emergentes, e a elevação do número de lianas) (VIANA e TABANEZ, 1996; OLIVEIRA et al., 2004; MELO et al., 2007; CASTRO, 2008); e 3) mudanças nas interações ecológicas entre as espécies, tais como a polinização, a herbivoria, o parasitismo, a predação, a dispersão de sementes e a competição (MURCIA, 1995; URBAS et al., 2007; CASTRO, 2008; WIRTH et al., 2008).

Deste modo, a fragmentação de habitats origina diversos efeitos que podem agir de maneira combinada aumentando as ameaças à biodiversidade (FAHRIG, 2003; TABARELLI et al., 2004).

O estrato herbáceo na comunidade vegetal

Os estudos relacionados ao estrato herbáceo vêm apresentando incremento do ponto de vista florístico e estrutural. No entanto, mesmo representando (com as demais plantas do sub-bosque) aproximadamente 25% da diversidade nas florestas tropicais (GENTRY e EMMONS, 1987), estes estudos ainda continuam empobrecidos em relação à flora arbórea, visto a importância econômica atribuída a esta sinússia (CESTARO et al., 1986). Alguns autores sugerem que a escassez de estudos enfocando as herbáceas deve-se, provavelmente, à dificuldade quanto à identificação na fase vegetativa (MANTOVANI, 1987; REZENDE, 2007), principalmente porque se trata de uma flora mais complexa do que a arbórea (KOZERA e RODRIGUES, 2005). Além disso, é possível destacar a elevada representatividade de espécies de Poaceae e Cyperaceae (MANTOVANI, 1987; REZENDE, 2007), que constituem famílias com grande proximidade morfológica entre suas espécies e, conseqüente, dificuldade na definição taxonômica (WELKER e LONGHI-WAGNER, 2007).

Outra problemática enfrentada é a falta de consenso perante o conceito do estrato herbáceo, que apresenta definições distintas, tanto relacionadas ao tamanho, quanto às formas de vida (INÁCIO, 2006). Mantovani (1987) e Zickel (1995) aplicaram para a flora herbácea o conceito referente apenas à altura, onde fizeram parte do estrato herbáceo toda planta com altura inferior a 1 m. Do mesmo modo, Andrade (1992) também utilizou a classe de altura para a amostragem da flora herbácea, onde todos os indivíduos com altura entre 0,05 m e 1,20 m eram registrados no levantamento. Müller e Waecher (2001) e Maraschin-Silva et al. (2009) utilizam como forma de diferenciação de plantas herbáceas, apenas, a consistência herbácea de seus caules. Analogamente a esta ideia, Reis et al. (2006) definiu a sinússia herbácea como constituinte de toda planta com caule verde e com ausência ou baixo nível de lignificação. Inácio e Jarenkow (2008), além de adicionar os saprófitos em suas amostragens incluíram, bem como conceituado por Richards (1996), todas as espécies herbáceas vasculares terrícolas, autotróficas, mecanicamente independentes, não lenhosas, que ocorrem no solo da floresta, excetuando-se as plântulas das demais sinússias. Silva et al. (2009) englobaram as plantas herbáceas em três grupos: 1) erva (planta de caule não lignificado e de cor verde ou planta que ao nível do solo possui o sistema aéreo representado diretamente pelas folhas); 2) erva/subarbustiva – planta que apresenta caule com baixo nível de lignificação e de cor variando de verde a amarronzado; 3) erva/trepadeira – planta que apresenta caule verde, não lignificado e hábito trepador, podendo atingir grandes alturas. Além desses conceitos também

é possível destacar a denominação de plantas herbáceas atribuída por Gonçalves e Lorenzi (2011), onde as ervas são plantas com caule nunca lenhoso e superfície usualmente verde ou esverdeada.

Apesar de o estrato herbáceo fazer parte do estrato inferior florestal, nem todas as plantas podem ser consideradas ervas (INÁCIO, 2006). Desta maneira, o presente estudo definirá a sinúsia herbácea como toda planta não lenhosa e com caule verde (GONÇALVES e LORENZI, 2011), incluindo-se espécies herbáceas trepadeiras (SILVA et al., 2009) e saprófitas, e excetuando-se plântulas das demais sinúsias (INÁCIO e JARENKOW, 2008). Este conceito emprega a junção de alguns conceitos utilizados nos estudos com plantas herbáceas citados acima, por ser considerado o mais abrangente e com menor possibilidade de inclusão de espécies dos outros estratos.

De acordo com Zickel (1995), a divergência na conceituação deste estrato pode dificultar a comparação entre os estudos de herbáceas e, conseqüentemente, a compreensão florística e estrutural da vegetação herbácea. Por isso, muitas vezes, os componentes do estrato herbáceo são incluídos na amostragem da comunidade vegetal de maneira secundária ou complementar (MEIRA-NETO e MARTINS, 2003), de modo que muitas vezes restringem-se a listagens florísticas (ZIPPARO et al., 2005; SOARES-JR et al., 2008) ou apenas as espécies dominantes das áreas (CITADINI-ZANETTE, 1984; CITADINI-ZANETTE et al., 2011).

Para Mantovani (1987), Bernacci (1992) e Zickel, (1995), a vegetação herbácea constitui um importante banco genético, exibindo um elevado número de espécies e grande plasticidade de formas de vida (MARASCHIN-SILVA et al., 2009). Andrade (1992) ainda enfatiza a importância do conhecimento deste estrato para a possível caracterização e compreensão da dinâmica florestal tropical, além da avaliação de áreas prioritárias para a conservação.

Do ponto de vista taxonômico, no componente herbáceo das florestas úmidas destacam-se as monocotiledôneas (CESTARO et al., 1986; DORNELES e NEGRELLE, 1999; MÜLLER e WAECHTER, 2001; FUHRO et al., 2005; ZIPPARO et al., 2005; JURINITS e BAPTISTA, 2007), principalmente os representantes das famílias Cyperaceae (ZIPPARO et al., 2005; MARASCHIN-SILVA et al., 2009) e Poaceae (INÁCIO E JARENKOW, 2008; PALMA et al., 2008; MARASCHIN-SILVA et al., 2009; RIGON et al., 2011). Todavia, também são representativas neste ambiente outras famílias, tais como: Araceae (KOZERA et al., 2009), Aspidiaceae, Asteraceae (MARASCHIN-SILVA et al.,

2009), Bromeliaceae, Commelinaceae, Iridaceae, Orquidaceae, Oxalidaceae, Piperaceae, Polypodiaceae e Pteridaceae (CITADINI-ZANETTE, 1984; CESTARO et al., 1986).

Kozera et al. (2009) ao caracterizarem a flora do sub-bosque de uma Floresta Ombrófila Densa Montana no Paraná, evidenciaram um elevado número de espécies herbáceas (50), destacando-se as famílias Araceae (com cinco espécies), Acanthaceae (4), Begoniaceae (4) e Poaceae (4). Já em uma área de Floresta Ombrófila Mista, Rigon et al. (2011) encontraram uma riqueza de 37 espécies, sendo as famílias Asteraceae (com sete espécies), Poaceae (6), Pteridaceae (3), Araceae (2), Commelinaceae (2), Cyperaceae (2) e Melastomataceae (2) as famílias com o maior número de representantes. Estes resultados ressaltam a importância do estudo das ervas nas florestas úmidas.

Citadini-Zanette (1984) e Negrelle (2006) ressaltam que estudos em áreas de floresta Atlântica climática apresentam maior riqueza de herbáceas pertencentes às famílias Orchidaceae, Bromeliaceae, Piperaceae, Poaceae e as famílias de samambaias e licófitas. Todavia, a distribuição das espécies será variável e dependente do habitat, isto porque as ervas tendem a apresentar requisitos específicos de microhabitats (WHIGHAM, 2004). De acordo com Kozera et al. (2009), as espécies se adaptam às condições microclimáticas da floresta. Rigon et al. (2011) salientam que famílias como Dryopteridaceae e Pteridaceae possivelmente são favorecidas com o aumento da umidade e estabilidade microclimática.

Um fator que pode influenciar a sinúcia herbácea é a quantidade de serapilheira acumulada. Isto porque, a serapilheira pode gerar mudanças no ambiente físico, tais como alterações na disponibilidade de nutrientes e na temperatura do solo (FACCELLI e PICKETT, 1991), ou ainda atuar diminuindo a germinação de sementes e a emergência e estabelecimento de muitas plântulas (PORTELA e SANTOS, 2007; AGUIAR e TABARELLI, 2010).

A composição e a estrutura da flora herbácea (NEUFELG e YOUNG, 2003) também podem ser influenciadas pela luminosidade. De acordo com Lopes (2007), os indivíduos arbóreos estabelecidos em florestas úmidas tendem a alcançar maiores alturas, o que diminui a intensidade luminosa no interior florestal, acarretando uma alteração no microclima. Desta forma, a intensidade lumínica torna-se um fator limitante para algumas espécies herbáceas no interior florestal (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001), onde as condições ambientais peculiares exigem especializações a este tipo de habitat (MANTOVANI, 1987; ANDRADE, 1992), tais como: pigmentação avermelhada da face abaxial das folhas, textura aveludada e iridescência (RICHARDS, 1996).

Maraschin-Silva et al. (2009), ao estudar uma floresta úmida do Sul do Brasil, correlacionaram o sombreamento promovido pelas espécies arbustivas e arbóreas com a

distribuição das espécies do estrato herbáceo-subarbustivo. Os autores observaram que a riqueza de espécies foi maior em ambientes com menor densidade de arbustos e árvores e que a composição florística diferiu entre os ambientes com distintos graus de sombreamento.

Kozera et al. (2009) ressaltam a capacidade de exploração do meio em que as plantas herbáceas se encontram de distintas formas: as trepadeiras, reptantes e rizomatosas podem deslocar o sentido do seu crescimento em direção às áreas mais iluminadas; já as plantas rosuladas e cespitosas conseguem captar a luminosidade sem tal esforço, pois geralmente suas folhas são longas, largas e dispostas de forma espiralada. Mesmo com tais adaptações, geralmente, a densidade de herbáceas é relativamente baixa sob cobertura arbórea densa (RICHARDS, 1996; ANDRADE, 1992), e no interior de florestas maduras as ervas ocorrem, principalmente, como indivíduos dispersos e muitas vezes são quase ausentes (RICHARDS, 1996).

Cabe destacar ainda que a umidade do solo também é um importante preditor das respostas da comunidade vegetal (GEHLHAUSEN et al., 2000), sobretudo para as espécies herbáceas. Rezende (2007) considera que a umidade do solo é o ponto mais importante, pois a água se torna um fator determinante no desenvolvimento e estabelecimento da comunidade vegetal. E, na maioria das vezes sua disponibilidade, em diferentes quantidades (gradientes) dentro de um ecossistema define a composição e estrutura da vegetação, proporcionando uma zonação de espécies ou estratificação da estrutura da comunidade (KEDDY, 2000). Maun (1994) acrescenta que uma das causas que levam as plantas pioneiras (aqui podem se incluídas algumas espécies de herbáceas) a consideráveis níveis de estresse é a ampla variação de umidade e temperatura do solo. Assim, a diminuição da umidade relativa do solo (KAPOS, 1989), pode favorecer o estabelecimento de estresse hídrico (ESSEEN e RENHORN, 1998) e, conseqüentemente, influenciar negativamente na germinação de sementes, bem como no recrutamento e no estabelecimento de muitas plântulas.

Desta forma alguns autores sugerem que a flora herbácea pode refletir as condições ambientais em que ocorrem, atuando como agentes indicadores da qualidade do meio devido às diversas adaptações de sobrevivência interessantes que possuem (ANDRADE, 1992; BERNACCI, 1992; ZICKEL, 1995). Dentre as adaptações é possível citar: a propagação vegetativa, que concede às espécies vantagens na ocupação do espaço; a rápida taxa de crescimento; a morfologia e a disposição foliar, especialmente das gramíneas, para aumentar a captação de luz; a deposição de grossa camada de folhas mortas, que possibilita um decréscimo na disponibilidade de luminosidade solar ao nível do solo e um acréscimo na quantidade de serapilheira; além do sistema radicular superficial, peculiar a este grupo e que

eleva a competição por nutrientes e água no solo, dificultando o estabelecimento e crescimento de plântulas de indivíduos lenhosos (VIEIRA e PESSOA, 2001).

Além disso, a flora herbácea promove a proteção do solo contra os processos erosivos, bem como a manutenção das condições térmicas, luminosas e de umidade ao nível do solo, e ainda a atração de diversos animais, pois favorece a formação de microhabitats propícios tanto para a flora quanto para a fauna (REIS et al., 1999; MARASCHIN-SILVA, 2009).

No que se concerne à análise sucessional, o componente herbáceo possui muitas espécies da flora predominante dos estádios pioneiros da sucessão secundária florestal, exercendo importantes funções (ver REIS et al., 1999; MARASCHIN-SILVA et al., 2009), e que, em conjunto com os fatores abióticos, podem propiciar a entrada de novas espécies, alterando a composição e estrutura da comunidade (MARASCHIN-SILVA et al., 2009). Pedralli et al. (1997) relacionaram a riqueza de Asteraceae às espécies herbáceas invasoras, por apresentarem facilidade de propagação e por indicarem estádios iniciais de sucessão devido à rapidez na colonização das áreas. No entanto, essa facilidade em colonizar áreas abertas, clareiras ou bordas de fragmentos, pode levar algumas famílias (*e.g.* Asteraceae, Poaceae, Solanaceae e Melastomataceae) a serem apontadas como grupos indicadores de ambientes alterados (TEIXEIRA e MANTOVANI, 1998; TABARELLI e MANTOVANI, 1999).

Alguns estudos em florestas úmidas vêm mostrando que as plantas herbáceas são mais sensíveis às perturbações ambientais para as quais as árvores não manifestam reação (como por exemplo, as variações edáficas) (BERNACCI, 1992; RICHARDS, 1996; MÜLLER e WAECHTER, 2001; PEREIRA et al., 2004; JURINITZ e BAPTISTA, 2007). Citadini-Zanette (1984) atribui esta sensibilidade ao pequeno porte das ervas atrelado à concorrência por fatores ambientais com as espécies arbóreas.

De acordo com Tabarelli et al. (1999), muitas espécies ruderais parecem ser boas indicadoras de áreas degradadas, o que nitidamente aumenta próximo às áreas afetadas pelos efeitos de borda. Todavia, o que se observa é que a ocorrência da maioria das espécies invasoras na floresta Atlântica não está relacionada aos distúrbios naturais ocasionados por aberturas de clareiras naturais (TABARELLI e MANTOVANI 1997a), mas pode resultar de distúrbios antrópicos (MENDONÇA et al. 1992). Assim, distúrbios como a extração seletiva de madeira e corte e queima da agricultura podem provocar alterações estruturais na vegetação, de maneira análoga às mudanças ocorridas em ambientes de bordas, o que também pode favorecer a ocorrência de espécies ruderais (TABARELLI et al., 1999).



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, A.V.; TABARELLI, M. 2010. Edge Effects and Seedling Bank Depletion: The Role Played by the Early Successional Palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic Forest. **Biotropica** 42(2): 158–166.
- ALMEIDA, R.A. 2009. **Fragmentação de habitats e dominação das assembléias por plantas pioneiras: evidências de uma velha paisagem da floresta Atlântica nordestina**. 54 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- ANDRADE, P.M. 1992. **Estrutura do estrato herbáceo de trechos da reserva biológica Mata do Jambeiro, Nova Lima, Minas Gerais**. 91 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- ANDRÉN H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos** 71: 355–366.
- ANDRESEN, E. 2003. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. **Ecography** 26:87–97.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. 2003. Impact of Forest Fragmentation on Understory Plant Species Richness in Amazonia. **Conservation Biology** 17(2): 389–400.
- BERNACCI, L.C. 1992. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta no município de Campinas, com ênfase nos componentes herbáceo e arbustivo**. 147 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- BIERREGAARD, R.O.JR.; LAURANCE, W.F.; GASCON, C.; BENITEZ-MALVIDO, J.; FEARNside, P.M.; FONSECA, C.R.; GANADE, G.; MALCOLM, J.R.; MARTINS, M.B.; MORI, S.; OLIVEIRA, M.; RANKIN-DE-MÉRONA, J.; SCARIOT, A.; SPIRONELLO, W.; WILLIAMSON, B. 2001. Principles of forest fragmentation and conservation in the Amazon. In: BIERREGAARD, R.O. JR.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R.C.G. (Eds.). **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. Yale University Press: New Haven. pp. 371–385.
- BRUNA, E.M.; KRESS, W.J. 2002. Habitat fragmentation and the demographic structure of na Amazonian understory herb. **Conservation Biology** 16(5): 1256-1266.
- BRUNA, E.; OLI, M.. 2005. Demographic consequences of habitat fragmentation for an Amazonian understory plant: analysis of life-table response experiments. **Ecology** 86: 1816–1824.
- BRUNA, E.M.; NARDY, O.; STRAUSS, S.Y.; HARRISON, S. P. 2002. Experimental assessment of *Heliconia acuminata* growth in a fragmented Amazonian landscape. **Journal of Ecology** 90:639–649.
- BRUNA, E.M. 1999. Seed germination in rainforest fragments. **Nature** 402:139.

- BRUNA, E.M. 2002. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. **Oecologia** 132:235-243.
- CASTRO, D. 2008. **Efeitos de borda em ecossistemas tropicais: síntese bibliográfica e estudo de caso em fragmentos de cerrado, na região nordeste do estado de São Paulo**. 171 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- CESTARO, L.A.; WAECHETER, J.L.; BAPTISTA, L.R.M. 1986. Fitossociologia do estrato herbáceo da mata Araucária da Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, RS. **Hoehnea** 13: 59-72.
- CHEUNG, K.C., MARQUES, M.C.M., LIEBSCH, D. 2009. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 23(4): 1048-1056.
- CITADINI-ZANETTE, V. 1984. Composição florística e fitossociológica da vegetação herbácea terrícola de uma mata de Torres, Rio Grande do Sul. **Iheringia Série Botânica** 32: 23-62.
- CITADINI-ZANETTE, V.; PEREIRA, J.L.; JARENKOW, J.A.; KLEIN, A.S.; SANTOS, R. 2011. Estrutura da sinúsia herbácea em Floresta Ombrófila Mista no Parque Nacional de Aparados da Serra, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências** 9(1): 56-63.
- CORDEIRO, N.J.; HOWE, H.F. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. **Conservation Biology** 15(6): 1733-1741
- CUNNINGHAM, S. A. 2000. Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B** 267:1149-1152.
- CURRAN, L.M.; WEBB, C.O. 2000. Experimental tests of the spatiotemporal scale of seed predation in mast-fruiting Dipterocarpaceae. **Ecological Monographs** 70:129-148.
- DIDHAM, R.K.; LAWTON, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica** 31:17-30.
- DIGIOVINAZZO, P.; FICETOLA, G.F.; BOTTONI, L.; ANDREIS, C.; PADOA-SCHIOPPA, E. 2010. Ecological thresholds in herb communities for the management of suburban fragmented forests. **Forest Ecology and Management** 259: 343-349.
- DORNELES, L.P.; NEGRELLE, R.R.B. 1999. Composição florística e estrutura do compartimento herbáceo de um estágio sucessional avançado da Floresta Atlântica no sul do Brasil. **Biotemas** 12: 7-30.
- ESSEEN, P.; RENHORN, K. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. **Conservation Biology** 12(6): 1307–1317.

- FACCELLI, J.M.; PICKETT, S.T.A. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review** 57: 1-32.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of fragmentations on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics** 34: 487-515.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography** 16: 265-280.
- FORMAN, R.T.T.1995. **Landscape Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions.** Cambridge: Cambridge University Press. 632 p.
- FRANKHAM, R. 2005. Genetics and extinction. **Biological Conservation** 126:131-140.
- FUHRO, D.; VARGAS, D.; LAROCCA, J. 2005. Levantamento florístico das espécies herbáceas, arbustivas e lianas da floresta de encosta da Ponta do Cego, Reserva Biológica do Lami (RBL), Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas Botânica** 56: 239-256.
- GEHLHAUSEN, S.M.; SCHWARTZ, M.W.; AUGSPURGER, C.K. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. **Plant Ecology** 147: 21-35.
- GENTRY, A.H.; EMMONS, L.H. 1987. Geographical variation in fertility, phenology and composition of the understory of neotropical forests. **Biotropica** 19: 216-227.
- GILPIN, M.E.; SOULÉ, M.E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In: SOULÉ, M.E. (Org.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity.** Sunderland: Sinauer Associates, pp. 19-34.
- GIMENES, M.R.; ANJOS, L. 2003. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum*. **Biological Sciences** 25(2): 391-402.
- GONÇALVES, E.G.; LORENZI, H. 2011. **Morfologia Vegetal - organografia e dicionário ilustrado de morfologia das plantas vasculares.** 2 ed. Instituto Plantarum de Estudos da Flora, São Paulo. 544p.
- GRILLO, A. 2005. **As implicações da fragmentação e da perda de habitat sobre a assembléia de árvores na Floresta Atlântica ao norte do rio São Francisco.** 196 f. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** 148: 185-206.
- HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E.; BURTON, P.J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K.D.; SAUNDERS, S.C.; EUSKIRCHEN, E.; ROBERTS, D.; JAITEH, M.S.; PER-ANDERS, E. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology** 19: 768-782.

- HONNAY, O.; JACQUEMYN, H.; BOSSUYT, B.; HERMY, M. 2005. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. **New Phytologist** 166: 723-736.
- INÁCIO, C. D. 2006. **Florística, estrutura e diversidade da sinúsia herbácea terrícola no Parque Estadual do Turvo, Derrubadas, Rio Grande do Sul**. 62f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- INÁCIO, C.D.; JARENKOW, J.A. 2008. Relações entre a estrutura da sinúsia herbácea terrícola e a cobertura do dossel em floresta estacional no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 31: 41-51.
- JANZEN, D.H., 1986. The eternal external threat. In: SOULE, M.E. (Ed.). **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 257-285.
- JENNERSTEN, O. 1988. Pollination in *Dianthus deltoides* (Caryophyllaceae): effects of habitat fragmentation on visitation and seed set. **Conservation Biology** 2:359-366.
- JURINITZ, C.F.; BAPTISTA, L.R.M. 2007. Monocotiledôneas terrícolas em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa no Litoral Norte do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências** 5: 9-17.
- KAPOS, V.; GANADE, G.; MATSUI, E.; VICTORIA, R.L. 1993. $\delta^{13}C$ as an indicator of edge effects in tropical rainforest reserves. **Journal of Ecology** 81:425-432.
- KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J.L.; GANADE, G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to Forest fragmentation in central Amazonia. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD JR., W.F. (ed.). **Tropical Forest Remnants Communities**. Chicago, Illinois: University of Chicago Press, p. 33-44.
- KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology** 5: 173-185.
- KEDDY, P. A. 2000. **Wetland Ecology: principles and conservation**. Cambridge University Press. 614 p.
- KOZERA, C.; RODRIGUES, R. R. 2005. Floresta Ombrófila Densa Submontana: florística e estrutura do estrato inferior. In: Marques, M. C. M.; Britez, R. M. (Org.). **História natural e conservação da Ilha do Mel**. Curitiba: Editora da Universidade Federal do Paraná, p. 103-122.
- KOZERA, C.; RODRIGUES, R.R.; DITTRICH, V.A.O. 2009. Composição florística do sub-bosque de uma Floresta Ombrófila Densa Montana, Morretes, PR, Brasil. **FLORESTA** 39(2): 323-334.
- LAURANCE, W.F.; PEREZ-SALICRUP, D.; DELAMONICA, P.; FEARNside, P. M.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T.E. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology** 82: 105-116.

- LAURANCE, W.F., CAMARGO, J.L.C., LUIZÃO, R.C.C., LAURANCE, S.G., PIMM, S.L., BRUNA, E.M., STOUFFER, P.C., WILLIAMSON, G.B., BENÍTEZ-MALVIDO, J., VASCONCELOS, H.L., VAN HOUTAN, K.S., ZARTMAN, C.E., BOYLE, S.A., DIDHAM, R.K., ANDRADE, A., LOVEJOY, T.E. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation** 144: 56–67.
- LAURANCE, W.F.; LAURANCE, S.G.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MERONA, J.M.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. **Science** 278: 1117-1118.
- LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE MERONA, J.M.; LAURANCE, S.G.; HUTCHINGS RW; LOVEJOY, T.E. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology** 12: 460-464.
- LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, L.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIDHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD JR., R.O.; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology** 16: 605-618.
- LAURANCE, W.F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation** 57: 205–219.
- LAURANCE, W.F. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O.JR. (Ed.). **Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University Chicago Press, pp. 71-83.
- LAURANCE, W.F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation** 141: 1731-1774.
- LIMA-RIBEIRO, M.S.L. 2008. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. **Acta Botânica Brasilica** 22(2): 535-545.
- LOPES, A.D.; GIRÃO, L.C.; SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; TABARELLI, M. 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation** 142(6): 1154-1165.
- LOPES, C.G.R. 2007. **Relações florísticas e estruturais entre fragmentos de florestas secas e úmidas (Floresta Atlântica), Nordeste do Brasil**. 85f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton.
- MANTOVANI, W. 1987. **Análise florística fitossociológica do estrato herbáceo subarbustivo do cerrado na Reserva Biológica de Mogi-Guaçu e em Itirapina, SP**. 203 f. Tese (Doutorado em Ciências - Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

- MARASCHIN-SILVA, F.; SCHERER, A.; BAPTISTA, L.R.M. 2009. Diversidade e estrutura do componente herbáceo-subarbusivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências** 7(1): 53-65.
- MAUN, M.A. 1994. Adaptations enhancing survival and establishment of seedlings on coastal dune systems. **Vegetation** 111: 59-70.
- MEIRA-NETO, J.A.A.; MARTINS, F.R. 2003. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbusivo da mata da silvicultura, uma floresta estacional semidecidual no Município de Viçosa-MG. **Revista Árvore** 27: 459-471.
- MELO, F.P.L.; LEMIRE, D.; TABARELLI, M. 2007. Extirpation of large-seeded seedling from the edge of a large Brazilian Atlantic forest fragment. **Écoscience** 14(1): 124-129.
- MENDONÇA, R.R.; POMPEIA, S.L.; MARTINS, S.E. 1992. A sucessão secundária da Mata Atlântica na Região de Cubatão. In: **II Congresso Nacional sobre Essências Nativas**. Instituto Florestal, São Paulo, pp. 131-138.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. Brasília, 2004. 347p.
- MÜLLER, S.C.; WAECHTER, J.L. 2001. Estrutura sinusal dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. **Revista Brasileira de Botânica** 24: 395-406.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution** 10: 58–62.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 853-858.
- NEGRELLE, R.R.B. 2006. Composição florística e estrutura vertical de um trecho de Floresta Ombrófila Densa de Planície Quaternária. **Hoehnea** 33(3): 261-289.
- NEUFELD, H.S.; YOUNG, D.R. 2003. Ecophysiology of the herbaceous layer in temperate deciduous forests. In: GILLIAM, F.; Roberts, M. (Eds.). **The herbaceous layer in forests of eastern North America**. Oxford, UK: Oxford University Press, pp. 38-90.
- OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.S.; TABARELLI, M. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx** 38: 389-394.
- OLIVEIRA, M.A. 2007. **Fragmentação e riqueza de árvores em escala local e regional na floresta Atlântica nordestina: implicações para a conservação**. 117 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- PACIENCIA, M.L.B.; PRADO, J. 2004. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região Uma, sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 27(4): 641-653.

- PACIENCIA, M.L.B.; PRADO, J. 2005. Effects of forest fragmentation on pteridophyte diversity in a tropical rain forest in Brazil. **Plant Ecology** 180: 87-104.
- PALMA, C. B.; INÁCIO, C. D.; JARENKOW, J. A. 2008. Florística e estrutura da sinúcia herbácea terrícola de uma floresta estacional de encosta no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências** 6(3): 151-158.
- PEDRALLI, G.; FREITAS, V.L.O.; MEYER, S.T.; TEIXEIRA, M.C.B.; GONÇALVES, A.P.S. 1997. Levantamento florístico na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Acta Botânica Brasílica** 11: 191-213.
- PEREIRA, M.C.A.; CORDEIRO, S.Z.; ARAUJO, D.S.D. 2004. Estrutura do estrato herbáceo na formação aberta de *Clusia* do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** 18(3): 677-687.
- PORTELA, R.C.Q.; SANTOS, F.A.M. 2007. Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. **Revista Brasileira de Botânica** 30(2): 271-280.
- REIS, A.M.S.; ELCIDA L. ARAÚJO, E.L.; FERRAZ, E.M.N.; MOURA, A.N. 2006. Inter-annual variations in the floristic and population structure of an herbaceous community of “caatinga” vegetation in Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 29(3): 497-508.
- REIS, A.; ZAMBONIN, R.M.; NAKAZONO, E.M. 1999. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica – Série Cadernos da Reserva da Biosfera, 14. São Paulo, n. 14, pp. 1-42.
- REZENDE, J.M. 2007. **Florística, fitossociologia e a influência do gradiente de umidade do solo em campos limpos úmidos no Parque Estadual Do Jalapão, Tocantins**. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; FLÁVIO JORGE PONZONI; HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** 142: 1141-1153.
- RICHARDS, P.W. **The tropical rain forest: an ecological study**. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.
- RIGON, J.; CORDEIRO, J.; MORAES, D.A. 2011. Composição e estrutura da sinúcia herbácea em um remanescente de floresta ombrófila mista em Guarapuava, PR, Brasil. **Pesquisas Botânica** 62: 333-346.
- SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C.P.; TABARELLI, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biology Conservation** 141: 249-260.

- SILVA, K.A.; ARAÚJO, E.L.; FERRAZ, E.M.N. 2009. Estudo florístico do componente herbáceo e relação com solos em áreas de caatinga do embasamento cristalino e bacia sedimentar, Petrolândia, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 23(1): 100-110.
- SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature** 404: 72-74.
- SOARES JR., R.C.; ALMEIDA JR., E.B.; PESSOA, L.M.; PIMENTEL, R.M.M.; ZICKEL, C.S. 2008. Flora do estrato herbáceo em um fragmento urbano de floresta Atlântica, PE. **Revista de Geografia** 25(1): 57-66.
- TABARELLI, M.; GASCON, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. **Conservation Biology** 19: 1-6.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1997a. Colonização de clareiras naturais na floresta Atlântica no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 20: 57-66.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1997b. Predação diferencial de ovos e diásporos em um fragmento de Floresta Atlântica (ES-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia** 57: 699-707.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta tropical montana. **Revista Brasileira de Biologia** 59: 251-261.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biology Conservation** 91: 119-127.
- TABARELLI, M.; SILVA, M.J.C.; GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation** 13: 1419-1425.
- TABARELLI, M.; LOPES, A.V.; PERES, C.A. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica** 40: 657-661.
- TAYLOR, A. H.; ZISHENG, Q. 1997. The dynamics of temperate bamboo forests and panda conservation in China. In: Chapman G. (Ed.). **The Bamboos**. Academic Press, San Diego, pp. 190-203.
- TEIXEIRA, C.V.; MANTOVANI, W. 1998. Vegetação na borda de um fragmento florestal na área metropolitana de São Paulo, SP, **Série Técnica IPEF** 12(32): 133-148.
- TILMAN, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology** 80(5): 1455-1474.
- TOMIMATSU, H.; OHARA, M. 2006. Evaluating the consequences of habitat fragmentation: a case study in the common forest herb *Trillium camschatcense*. **Population Ecology** 48: 189-198.

- TOMIMATSU, H.; YAMAGISHI, H.; TANAKA, I.; SATO, M.; KONDO, R.; KONNO, Y. 2011. Consequences of forest fragmentation in an understory plant community: extensive range expansion of native dwarf bamboo. **Plant Species Biology** 26: 3-12.
- TRIPATHI, O.P.; UPADHAYA, K.; TRIPATHI, R.S.; PANDEY, H. N. 2010. Diversity, dominance and population structure of tree species along fragment size gradient of a subtropical humid forest of northeast India. **Research Journal of Environmental and Earth Sciences** 2(2): 97-105.
- TURNER, I.M.; CHUA, K.S.; ONG, J.; SOONG, B.; TAN, H. 1996. A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rain forest. **Conservation Biology** 10: 1229-1244.
- TURNER, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology** 33: 200-209.
- URBAS, P.; ARAÚJO JR., M.; LEAL, I.R.; WIRTH, R. 2007. Cutting more from CUT forest-edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting ants. **Biotropica** 39: 489-495.
- URIARTE, M.; BRUNA, E.M.; RUBIM, P.; ANCIÃES, M.; JONCKHEERE, I. 2010. Effects of forest fragmentation on the seedling recruitment of a tropical herb: assessing seed vs. safe-site limitation. **Ecology** 91: 1317-1328.
- VASCONCELOS, H.L.; LUIZÃO, F.J. 2004. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. **Ecological Application** 14: 884-892.
- VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J. 1996. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. In: SCHELLAS, J.; Greenberg, R. (Eds.). **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press, Washington, pp. 151-167.
- VIANA, V.; TABANEZ, A.; BATISTA, J. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Eds.). **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. University of Chicago Press, Chicago, IL, pp. 351-365.
- VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; MARTINS, J.L.A. 1992. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: **Congresso nacional sobre essências nativas**. São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, pp. 400-407.
- VIANA, V.M. 1990. Biologia e manejo de fragmentos florestais. In: **Congresso florestal brasileiro**. Curitiba: Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade de Engenheiros Florestais, pp. 113-118.
- VIEIRA, C.M.; PESSOA, S.V.A. 2001. Estrutura e composição florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, Rio de Janeiro. **Rodriguésia** 52: 17-30.

- WELKER, C.A.D.; LONGHI-WAGNER, H.M. 2007. A família Poaceae no Morro Santana, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências** 5(4): 53-92.
- WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE – WCMC. 1992. **Global Biodiversity: Status of the Earths Living Resources**. London: Chapman and Hall.
- WHIGHAM, D. F. 2004. Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 35: 583-621.
- WILCOCK, C.C.; NEILAND, R. 2002. Pollination failure in plants: why it happens and when it matters. **Trends in Plant Science** 7: 270–277.
- WIRTH, R.; MEYER, S.T.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. 2008. Plant herbivore interactions at the forest edge. **Progress in Botany** 69: 423-448.
- WITH, K.A.; CRIST, T.O. 1995. Critical thresholds in species responses to landscape structure. **Ecology** 76: 2446-2459.
- WHITMORE, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAWRENCE W.F.; BIERREGAARD JR, R.O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, pp. 3-12.
- YOUNG, A.; MITCHELL, N. 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented Podocarp-Broadleaf Forest in New Zealand. **Biological Conservation** 67: 63-72.
- YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, A. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in Ecology & Evolution** 11:413–418.
- ZICKEL, C.S. 1995. **Fitossociologia e dinâmica do estrato herbáceo de dois fragmentos florestais do estado de São Paulo**. 125 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- ZIPPARO, V.B.; GUILHERME, F.A.G.; ALMEIDA-SCABBIA, R.J; MORELLATO, L.P.C. 2005. Levantamento florístico de floresta Atlântica no Sul do Estado de São Paulo, Parque Estadual Intervales, Base Saibadela. **Biota Neotropica** 5(1): 147-170.
- ZUIDEMA, P.A.; SAYER, J. A.; DIJKMAN, W. 1996. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediatesized conservation areas. **Environmental Conservation** 23: 290-297.



MANUSCRITO

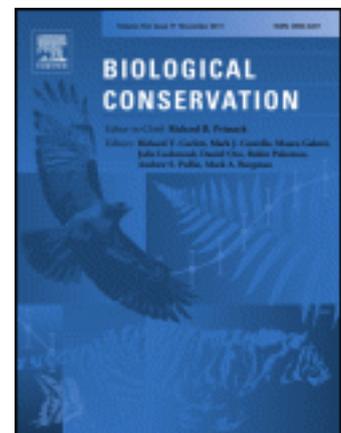


Patrícia Barbosa Lima, Marcelo Tabarelli e Carmen Silvia Zickel

**A FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL CONDUZ ALTERAÇÕES FLORÍSTICO-
ESTRUTURAL NA ASSEMBLÉIA DE HERBÁCEAS DE FLORESTA ATLÂNTICA DO
NORDESTE BRASILEIRO?**

A SER ENVIADO AO PERIÓDICO:

BIOLOGICAL CONSERVATION



1 **A fragmentação florestal conduz alterações florístico-estrutural na assembléia de**
2 **herbáceas de floresta Atlântica do Nordeste brasileiro?**

3

4 Patrícia Barbosa Lima^{a*}, Marcelo Tabarelli^b, Carmen Silvia Zickel^c

5

6 ^a Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de
7 Pernambuco, Recife, PE 52171-900, Brasil

8 ^b Departamento de Biologia, Área de Biologia Vegetal, Universidade Federal de
9 Pernambuco, Recife, PE 50670-901, Brasil

10 ^c Departamento de Biologia, Área de Botânica, Universidade Federal Rural de
11 Pernambuco, Recife, PE 52171-900, Brasil

12 * Autor para correspondência: Universidade Federal Rural de Pernambuco, Av. Dom
13 Manoel de Medeiros, s/ nº, CEP 52171-900, Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil.

14 E-mail: patriciablina@gmail.com

15

16

17

18

19

20

21

22

23

24

25

26

27

28

29

30

31

32

33 **Resumo**

34

35 A fragmentação das florestas tropicais vem reduzindo a biodiversidade da flora e fauna
36 mundial. Assim, este estudo testou as hipóteses: uma área fragmentada possui menor
37 riqueza, menor diversidade e maior densidade da assembléia de herbáceas do que um
38 ambiente contínuo; existe maior serapilheira acumulada, maior temperatura e menor
39 umidade do solo na área fragmentada; e a estrutura e composição florística das
40 herbáceas são distintas entre as áreas, devido às alterações ambientais proporcionadas
41 pela fragmentação florestal. Realizou-se o estudo em uma paisagem de floresta
42 Atlântica nordestina, coletando-se herbáceas em 100 parcelas aleatórias dos ambientes
43 contínuo e fragmentado. Coletaram-se dados de serapilheira acumulada e umidade e
44 temperatura do solo, em cada parcela, para relacioná-los com as ervas. Tanto a riqueza
45 quanto a diversidade foram significativamente maiores no ambiente contínuo, contudo
46 não houve diferença significativa na densidade de ervas entre os ambientes. Na área
47 fragmentada houve maior quantidade de serapilheira acumulada, maior temperatura do
48 solo e menor umidade do solo. O MDS evidenciou a formação de dois grupos: um com
49 parcelas da área contínua e outro com parcelas da área fragmentada, com 28% desta
50 divergência explicada pelo tipo de habitat. A análise de CCA constatou que as espécies
51 se distribuem na área fragmentada sob influência do aumento da temperatura do solo e
52 diminuição da umidade do solo, ocorrendo o padrão inverso na área contínua. Esses
53 resultados sugerem que a fragmentação florestal atua no empobrecimento da assembléia
54 de herbáceas na floresta Atlântica Nordeste, sendo esta alteração influenciada por
55 fatores ambientais.

56 **Palavras-chave:** Diversidade, flora herbácea, fragmentação florestal, parâmetros
57 ambientais, perda de espécies, riqueza.

58

59 **1. Introdução**

60

61 A fragmentação florestal atua na conversão de áreas florestais anteriormente
62 contínuas em arquipélagos de vegetação imersos em uma matriz não florestada
63 (Laurance et al., 1998). Esta ação, na maioria das vezes, tem origem na expansão
64 agrícola (Tilman, 1999) e, nas florestas tropicais, os níveis de desmatamento chegam a

65 alcançar proporções alarmantes (Whitmore, 1997). Destacando-se a floresta Atlântica
66 brasileira, observa-se que, atualmente, sua cobertura florestal corresponde a
67 aproximadamente 11,26% (Ribeiro et al., 2009), o que a torna um dos biomas mais
68 ameaçados mundialmente (MMA, 2004).

69 A literatura tem apontado que a fragmentação da floresta Atlântica vem atuando
70 no empobrecimento de sua biodiversidade (Santos et al., 2008; Tabarelli et al., 2008),
71 muitas vezes em consequência da perda de habitats (Fahrig, 2003) e da insularização
72 dos fragmentos florestais (Tabarelli et al., 2004). Além disso, a exposição dos
73 organismos remanescentes às novas condições ambientais proporcionadas pelo
74 ecossistema circundante (matriz) pode ainda alterar o comportamento das espécies ou
75 entre as espécies e agir como um filtro (Tabarelli e Gascon, 2005). Alguns estudos já
76 descreveram a ocorrência da ruptura na interação planta-animal (Murcia, 1995; Lopes et
77 al., 2009), sobretudo, em manchas florestais de tamanho reduzido (Honnay et al., 2005),
78 o que gera a extinção de muitas espécies em longo prazo (Fischer e Lindenmayer,
79 2007). Outro ponto importante é que as condições proporcionadas pelo ambiente
80 florestal fragmentado direcionam ao incremento na densidade de muitas populações
81 vegetais, tais como de espécies pioneiras e trepadeiras (Laurance, 1991), não-zoocóricas
82 (Tabarelli et al., 1999) e exóticas ou invasoras, direcionando, em muitos casos, a
83 eliminação de espécies restritas ao ambiente de interior florestal (Janzen, 1986).

84 Um aspecto importante é que remanescentes florestais pequenos sofrem mais
85 intensamente as consequências da fragmentação florestal (Harper et al., 2005), muitas
86 vezes em função das alterações físicas e biológicas associadas, tais como o incremento
87 na penetração de luz e da temperatura, a diminuição da umidade relativa do ar e do solo,
88 o aumento na velocidade dos ventos e o acúmulo abundante de serapilheira (Murcia,
89 1995; Zuidema et al., 1996; Laurance, 1997; Vasconcelos e Luizão, 2004; Harper et al.,
90 2005).

91 Estudos sobre fragmentação com espécies do estrato herbáceo tem documentado
92 a redução na riqueza de espécies (Benítez-Malvido e Miguel Martínez-Ramos, 2003) e
93 alterações em seus processos ecológicos (Bruna, 2002; Bruna e Kress, 2002). Jennersten
94 (1988) retratou que, em relação a uma área contínua, ambientes fragmentados
95 demonstram diminuição na quantidade de plantas em floração e de insetos visitando as
96 flores, bem como a redução na produção de frutos. Além disso, em áreas fragmentadas

97 pode-se observar o decaimento na taxa de germinação de herbáceas e a diminuição em
98 sua densidade (Bruna, 1999; Bruna, 2002; Uriarte et al., 2010), ao mesmo tempo que
99 outras espécies herbáceas evidenciam incremento no número de indivíduos (Tomimatsu
100 et al., 2011).

101 Assim, entender como o estrato herbáceo responde as modificações ambientais
102 pode auxiliar na compreensão da dinâmica florestal tropical, visto que suas espécies são
103 mais sensíveis às perturbações ambientais em comparação com a flora lenhosa (Müller e
104 Waechter, 2001; Pereira et al., 2004; Jurinitz e Baptista, 2007). Desta forma, o presente
105 estudo objetivou avaliar como a fragmentação florestal interfere na estrutura e
106 composição florística da assembléia de herbáceas de uma paisagem fragmentada de
107 floresta Atlântica do Nordeste do Brasil. Para tal, foram testadas as seguintes hipóteses:
108 1) um ambiente fragmentado possui menor riqueza, menor diversidade e maior
109 densidade da assembléia de herbáceas em relação a uma área de floresta contínua; 2) em
110 áreas florestais fragmentadas haverá maior quantidade de serapilheira acumulada, maior
111 temperatura do solo e menor teor de umidade do solo; 3) A diferença na estrutura e
112 composição florística da assembléia de herbáceas entre uma área florestal contínua e
113 uma área fragmentada resulta da interação com parâmetros ambientais (tais como
114 temperatura e umidade do solo e acúmulo de serapilheira) que são distintos entre os dois
115 ambientes.

116

117 **2. Material e Métodos**

118

119 *2.1 Área de estudos*

120

121 O presente estudo foi desenvolvido na área da Usina Serra Grande (USG)
122 (8°30'S e 35°50'O), uma propriedade particular produtora de açúcar, que apresenta
123 cerca de 9.000 ha de floresta Atlântica distribuídos em um arquipélago contendo 109
124 fragmentos de remanescentes florestais com distintos tamanhos (1,67–3.500 ha) e
125 formas, estando completamente imersos em uma matriz uniforme, estável e hostil de
126 cana-de-açúcar (Santos et al., 2008). Esta monocultura teve início no século XIX, a
127 partir do forte incentivo para a derrubada de florestas intactas para o cultivo da cana-de-
128 açúcar (Santos et al., 2008). Apesar desta antropização, a paisagem de Serra Grande

129 possui o maior (3.500 ha) e mais conservado fragmento de floresta Atlântica ao Norte
130 do Rio São Francisco, a Mata de Coimbra (Fig. A1), cujo seu interior vem sendo
131 utilizado como “área controle” nos estudos sobre a fragmentação (Girão et al., 2007;
132 Oliveira et al., 2008; Santos et al., 2008). Para o presente estudo, a área de interior
133 florestal da Mata de Coimbra foi denominada como área contínua, pois contém grupos
134 ecológicos vegetais e animais típicos de vastas extensões de floresta Atlântica madura
135 (Girão et al., 2007; Santos et al., 2008).

136 Com o intuito de avaliar como a fragmentação afeta a assembléia de herbáceas,
137 foram selecionados dez fragmentos florestais (Tabela A1), sendo o conjunto desses
138 fragmentos definido como área fragmentada. Todos os remanescentes foram isolados há
139 mais de 60 anos, estão localizados relativamente próximos ao remanescente Coimbra e
140 possuem dimensões variando entre 7,84 e 83,63 ha (Tabela A1), tamanhos considerados
141 equivalentes aos fragmentos de floresta Atlântica usualmente estudados (1–100 ha)
142 (Ranta et al., 1998; Metzger, 2009; Ribeiro et al., 2009).

143 É importante destacar que todos os remanescentes florestais de Serra Grande são
144 protegidos contra as ações do fogo e do corte de madeira com o intuito de se conservar
145 as nascentes de água locais e manter-se o suprimento para a irrigação do plantio da
146 monocultura supracitada (Girão et al., 2007; Santos et al., 2008).

147 A paisagem da presente Usina está incluída numa altitude de 481-541 m acima
148 do nível do mar (Tabarelli et al., 2005), no domínio geográfico do Centro de
149 Endemismo Pernambuco, mais especificamente entre os municípios de Iateguara e São
150 José da Laje, região norte do estado de Alagoas (Santos et al., 2007).

151 A área apresenta duas classes similares de solos distróficos com elevada fração
152 de argila: latossolos vermelho-amarelo e argissolo vermelho-amarelo (Tabela A1)
153 (EMBRAPA, 2009). O clima local é do tipo tropical quente úmido (do tipo As’,
154 segundo Köppen), com temperatura média anual em torno de 22-24°C e precipitação
155 média anual chegando a cerca de 2000 mm (IBGE, 1985), onde o período mais seco
156 está compreendido entre os meses de novembro e janeiro (<60 mm/mês) (Santos et al.,
157 2008) e o mais chuvoso entre abril e agosto (Oliveira et al., 2004). A vegetação da área
158 foi classificada com base em Veloso et al. (1991) em dois tipos: Floresta Ombrófila
159 Aberta Submontana (Oliveira et al., 2004) e Floresta Estacional Semidecidual (Santos et

160 al., 2008) (Tabela 1), sendo rica em espécies lenhosas das famílias Fabaceae,
161 Sapotaceae e Lauraceae (Oliveira et al., 2004).

162

163 2.2 Parâmetros florísticos e estruturais da assembléia de herbáceas

164

165 A coleta dos dados referentes à assembléia de herbáceas foi realizada entre os
166 meses de outubro de 2010 e março de 2011 (período referente à estação seca). Para tal,
167 empregou-se o método de parcelas (Müeller-Dombois e Ellenberg, 1974), sendo estas
168 distribuídas aleatoriamente ao longo dos dois ambientes selecionados: área contínua e
169 área fragmentada. Na área contínua, foram estabelecidas 50 parcelas de 5×5 m (área
170 total = 1250 m²) a partir de 200 m do limite da borda florestal (Santos et al., 2008), com
171 o intuito de se evitar os efeitos proporcionados por esse tipo de ambiente (Laurance,
172 2002). Para tal, foi estabelecido um gride de 3.500×500 m (175 ha), cujos pontos de
173 amostragem foram sorteados de tal modo que distassem no mínimo 50 m entre si. Já na
174 área fragmentada, no ponto central de cada um dos dez remanescentes florestais (com
175 base em um gride de 3 ha) foram estabelecidas cinco parcelas (5×5 m), onde foram
176 sorteados cinco pontos distantes no mínimo 50 m entre si, totalizando uma área
177 amostral de 1250 m².

178 Foram consideradas como componentes integrantes do estrato herbáceo toda
179 planta não lenhosa e com caule verde (Gonçalves e Lorenzi, 2011), incluindo-se
180 espécies herbáceas trepadeiras (Silva et al., 2009) e saprófitas, e excetuando-se plântulas
181 das demais assembléias (Inácio e Jarenkow, 2008). Considerou-se como indivíduo toda
182 planta que não apresentou conexão com outro indivíduo ao nível do solo. A partir das
183 referidas distinções, foram amostrados todos os indivíduos vivos e enraizados dentro de
184 cada uma das parcelas (Maraschin-Silva et al., 2009).

185 Os parâmetros florísticos-estruturais avaliados foram: riqueza (S), índice
186 Shannon-Wiener (H'), índice de equabilidade de Pielou (J') e densidade (Brower e
187 Zar, 1984).

188 Todo o material botânico coletado foi conservado através das técnicas usuais de
189 herborização, seguindo os procedimentos de Mori et al. (1989). As exsicatas coletadas e
190 identificadas foram incorporadas ao acervo do Herbário IPA – Dárdano de Andrade
191 Lima do Instituto Agrônômico de Pernambuco (IPA).

192 As delimitações taxonômicas das espécies ao nível de família seguiram os
193 seguintes sistemas de classificações: *Angiosperm Phylogeny Group* III (APG III, 2009),
194 para as Angiospermas; Smith et al. (2006; 2008), para as Samambaias e Lycophytas. A
195 nomenclatura científica foi atualizada conforme o banco de dados do Missouri
196 Botanical Garden (disponível na página <http://www.tropicos.org/>).

197

198 2.3 Parâmetros ambientais

199

200 Para verificar se existe diferença na quantidade de serapilheira acumulada, na
201 umidade do solo e na temperatura do solo entre os habitats selecionados foram
202 coletados os seguintes dados ambientais:

203 1) quantidade de serapilheira acumulada – Coletou-se toda matéria orgânica
204 morta acima do nível do solo (serapilheira) contida em uma moldura coletora de 50×50
205 cm (adaptado de Kleinpaul, 2005), instalada no centro geométrico de cada parcela. Cada
206 amostra foi transferida para sacos de papel madeira (devidamente lacrados e
207 identificados) para secagem em estufa elétrica (a uma temperatura de 50°C) até
208 adquirirem peso constante (peso seco), sendo o material pesado em balança de precisão
209 com capacidade de 5 kg e sensibilidade de 1g (Fortes et al., 2008);

210 2) teor de umidade do solo – após a retirada de toda a serapilheira, no centro
211 geométrico de cada parcela, coletou-se todo o solo contido no interior de um coletor de
212 aço inox galvanizado (10×10×5 cm). Cada amostra foi acondicionada em sacos de
213 polietileno (devidamente lacrados e identificados) e pesada (peso úmido) em balança de
214 precisão com capacidade de 5 kg e sensibilidade de 1g (Fortes et al., 2008) e, em
215 seguida, as amostras foram transferidas para sacos de papel madeira para a secagem em
216 estufa elétrica (a uma temperatura de 50°C) até adquirirem peso constante (peso seco)
217 (Fortes et al., 2008). O teor de umidade do solo foi adquirido através da obtenção da
218 porcentagem da razão entre a diferença da massa de solo úmida (peso úmido) e a massa
219 de solo seca (peso seco) pelo peso da massa de solo seca (EMBRAPA, 1997);

220 3) temperatura do solo – após a coleta de serapilheira e solo, adjacente ao ponto
221 de coleta do solo, um termômetro de coluna de mercúrio foi introduzido a uma
222 profundidade de 2 cm da superfície do solo (Lima-Ribeiro, 2008), onde permaneceu até
223 o final da amostragem dos dados bióticos.

224 Todo o procedimento de amostragem dos parâmetros ambientais ocorreu entre
225 as 10 h e 16 h, concomitantemente à coleta dos parâmetros bióticos e com o devido
226 cuidado para não danificar as plantas amostradas.

227

228 2.4 Análise dos dados

229

230 Para verificar se a sequência de dados de todas as amostras apresentava
231 distribuição normal realizou-se o teste de Shapiro-Wilk (teste W), com o auxílio do
232 *software* Biostat 5.0 (Ayres et al., 2007). Apenas os dados referentes à temperatura do
233 solo evidenciaram distribuição normal. Desse modo, nas demais amostras foram
234 efetuadas transformações logarítmicas [$\log_{10}(x+1)$] com o intuito de elevar a
235 probabilidade de uma distribuição normal e reduzir a heterocedasticidade de variâncias
236 (ter Braak, 1995), contudo, apenas os dados concernentes à riqueza não evidenciaram
237 normalidade após a logaritmização.

238 Para verificar a diferença na riqueza média de espécies entre as 50 parcelas do
239 ambiente contínuo e as 50 parcelas do ambiente fragmentado foi utilizado o teste não-
240 paramétrico Mann Whitney ($p < 0,05$). Para avaliar se a densidade das herbáceas, se a
241 quantidade de serapilheira acumulada e se a temperatura do solo eram maiores na área
242 fragmentada e se o teor de umidade do solo era maior na área contínua foi utilizado o
243 teste t de *Student*, com o *software* Biostat 5.0 (Ayres et al., 2007). Na comparação dos
244 índices de diversidade de Shannon-Weaver entre os ambientes empregou-se o teste t de
245 Hutcheson (Zar, 1996), com $\alpha = 0,05$.

246 Para verificar se existe diferença na densidade e na composição florística nas
247 parcelas distribuídas entre a área contínua e a área fragmentada foi realizada uma
248 análise de ordenação métrica de escalas multidimensionais (MDS) a partir de dados de
249 densidade de cada espécie por parcela de ambas as áreas, onde foi gerada uma matriz de
250 similaridade de Bray-Curtis. Estes dados foram transformados em raiz quadrada, com o
251 intuito de evitar qualquer efeito das espécies com elevados valores de densidade (Santos
252 et al., 2008).

253 Para detectar o efeito do tipo do ambiente na segregação das parcelas, foi
254 realizada uma análise de similaridade (ANOSIM). Tanto a MDS quanto a ANOSIM
255 foram realizadas no *software* Primer 6.0 (Clarke e Gorley, 2005).

256 Para testar a correlação entre a assembléia de herbáceas com as variáveis
257 ambientais foi empregada a análise de correspondência canônica (CCA) (ter Braak,
258 1988), a partir do MVSP (*Multivariate Statistical Package*) versão 3.1 (Kovach, 2007).
259 Para a CCA foram elaboradas duas matrizes: a primeira matriz foi constituída por
260 valores de densidade de indivíduos por parcela das espécies que apresentaram no
261 mínimo 10 ocorrências em toda a amostragem (Botrel et al., 2002), isto porque espécies
262 com menor densidade contribuem pouco ou nada na ordenação (Causton, 1988); e a
263 segunda matriz foi elaborada a partir dos valores das variáveis ambientais por parcela,
264 sendo todos os dados transformados em $\text{Log}_{10}(x+1)$ a fim de se minimizar os efeitos
265 dos desvios de valores discrepantes (ter Braak, 1988). A CCA final foi processada com
266 os dados referentes a 62 espécies, 98 parcelas e três variáveis ambientais.

267

268 3. Resultados

269

270 3.1 Riqueza, densidade, diversidade, equabilidade e composição florística da 271 assembléia de herbáceas nos habitats contínuo e fragmentado

272

273 Um total de 6.027 indivíduos foi registrado nas 100 parcelas inventariadas no
274 presente estudo (área total = 0,25 ha), obtendo-se riqueza de 134 taxons, distribuída nas
275 áreas do seguinte modo: 97 espécies no ambiente contínuo, onde 66 (68,04%) foram
276 exclusivas desse habitat; e 68 no ambiente fragmentado, das quais 37 (54,41%) foram
277 exclusivas.

278 A riqueza média de espécies na área contínua ($\mu = 6,86 \pm 3,0373$) foi
279 significativamente maior ($U = 4,9084$; $p < 0,0001$) do que a riqueza da área fragmentada
280 ($\mu = 4,06 \pm 2,1704$) (Fig. A2). No ambiente contínuo a riqueza variou entre 1 – 11
281 espécies por parcela, enquanto que no ambiente fragmentado a variação na riqueza foi
282 de 1 – 13 espécies.

283 Foi observada densidade de 2806 indivíduos (em 1250m^2) na área contínua ($\mu =$
284 $56,12 \pm 44,1425$) e 3221 indivíduos (em 1250m^2) na área fragmentada ($\mu = 64,42 \pm$
285 $57,7712$) (Fig. A2). Contudo, não houve diferenças significativas na densidade média de
286 herbáceas entre os habitats ($T = -0,2218$; $p = 0,4125$).

287 A diversidade da área contínua (3,616 nats/ind.) foi significativamente maior ($t =$
 288 26,28195; $v = 6008,254$; $p < 0,05$) do que a diversidade da área fragmentada (2,729
 289 nats/ind.). A equabilidade da área contínua ($J' = 0,791$) mostrou-se mais heterogênea do
 290 que na área fragmentada ($J' = 0,647$).

291 Pode-se contabilizar um total de 42 famílias (29 de Angiospermas e 13 de
 292 Samambaias e Lycophytas), com cerca de 60% das famílias representadas por apenas
 293 uma espécie. As famílias com maior número de espécies foram: Poaceae (17), Araceae
 294 (15 espécies), Cyperaceae (11) e Marantaceae (11) (Apêndice 1 – Apêndice).

295 No ambiente contínuo as espécies mais representativas, em ordem decrescente
 296 de densidade relativa, foram: *Spathiphyllum gardneri* Schott. (13,15%), *Polybotrya* sp.
 297 1 (7,56%), *Philodendron fragrantissimum* (Hook.) G.Don (6,66%), *Monotagma*
 298 *plurispicatum* (Körn.) K.Schum. (4,63%), *Triplophyllum* sp. 1 (4,38%), *Heliconia*
 299 *psittacorum* L.f. (4,24%), *Olyra latifolia* L. (4,24%), *Spathiphyllum cannifolium*
 300 (Dryand. ex Sims) Schott (4,03%), *Trichomanes pinnatum* Hedw. (3,49%) e
 301 *Rhodospatha oblongata* Poepp. (3,46%). Já no ambiente fragmentado as espécies mais
 302 importantes, em ordem decrescente de densidade relativa, foram: *Parodiolyra*
 303 *micrantha* (Kunth) Davidse & Zuloaga (31,92%), *Ichnanthus leiocarpus* (Spreng.)
 304 Kunth (10,09%), Poaceae 1 (6,3%), Poaceae 2 (5,93%), *Rhynchospora cephalotes* (L.)
 305 Vahl (5,31%), Poaceae 3 (5,28%), *Oplismenus hirtellus* (L.) P.Beauv. (5,06%),
 306 *Heliconia psittacorum* (3,82%), *Heliconia angusta* Vell. (3,38%) e *Rhynchospora*
 307 *comata* (Link) Roem. & Schult. (2,89%).

308

309 3.2 Parâmetros ambientais

310

311 A quantidade média de serapilheira acumulada no ambiente fragmentado
 312 (263,06g \pm 97,8) foi significativamente maior ($t = 1,9246$; $p < 0,0285$) do que a média
 313 de serapilheira acumulada no ambiente contínuo (227,74g \pm 90,68). O teor de umidade
 314 média do solo na área fragmentada (18,03% \pm 7,33) apresentou-se significativamente
 315 menor ($t = -5,1653$; $p < 0,0001$) do que na área contínua (23,90% \pm 5,80). A
 316 temperatura média do solo no ambiente fragmentado ($\mu = 23,71^{\circ}\text{C} \pm 1,329$) foi
 317 significativamente maior ($t = 4,7095$; $p < 0,0001$) do que no ambiente contínuo ($\mu =$
 318 $22,74^{\circ}\text{C} \pm 0,588$).

319 3.3 Similaridade florística entre as áreas contínua e fragmentada

320

321 A análise de MDS evidenciou a existência de diferença na composição florística
322 e na densidade de cada espécie ocorrente nos dois tipos de ambiente (contínuo e
323 fragmentado), verificando-se a formação consistente de dois grupos: um que incluiu as
324 parcelas da área contínua e que possuiu maior agregação; e outro grupo que continha as
325 parcelas da área fragmentada, porém com menor grau de agregação (Fig. A3). O nível
326 de *stress* obtido foi próximo a zero (0,32), indicando a confiabilidade da ordenação
327 espacial dos dados. Além disso, a ANOSIM revelou um efeito significativo ($R = 0,281$;
328 $p = 0,001$) do tipo de ambiente na segregação dos grupos formados no MDS.

329

330 3.4 Relação flora-ambiente

331

332 As análises de correspondência canônica (CCA) evidenciaram a influência das
333 variáveis ambientais na separação parcial das parcelas e das espécies das áreas contínua
334 e fragmentada (Fig. A4 e A5). Os autovalores (*eigenvalues*) observados para os dois
335 eixos principais de ordenação foram: 0,58 (eixo 1) e 0,37 (eixo 2). O primeiro eixo foi
336 considerado alto (acima de 5%), indicando a existência de gradientes ambientais longos,
337 com muitas substituições de espécies entre os dois extremos. Já o segundo eixo exibiu a
338 existência de gradientes curtos, com a maioria das espécies se distribuindo por todo o
339 gradiente, com algumas delas variando apenas na densidade. Os dois primeiros eixos
340 explicaram 44,86% (eixo 1) e 28,84% (eixo 2) da variância global dos dados (total
341 acumulado: 73,70%), exibindo a existência de variância remanescente não explicada.
342 Apesar disso, a significância das relações espécie-ambiente não foi prejudicada, pois a
343 CCA produziu altas correlações espécie-variável nos dois primeiros eixos: 0,835 (eixo
344 1) e 0,726 (eixo 2). As variáveis que apresentaram maior correlação com o eixo 1
345 foram, em ordem decrescente: temperatura do solo (0,853), teor de umidade do solo (-
346 0,316) e quantidade de serapilheira acumulada (0,033). Considerando o eixo 2 foram
347 encontradas as maiores correlações, também em ordem decrescente, nas seguintes
348 variáveis: quantidade de serapilheira acumulada (-0,686), temperatura do solo (0,506) e
349 teor de umidade do solo (0,61).

350 A ordenação das parcelas (Fig. A4) permitiu fazer a separação parcial das
 351 mesmas nas áreas contínua e fragmentada, evidenciando no primeiro eixo a formação de
 352 um gradiente ambiental (da esquerda para a direita) envolvendo a diminuição no teor de
 353 umidade do solo, além do aumento da temperatura do solo e da quantidade de
 354 serapilheira acumulada. Praticamente todas as parcelas da área contínua (49) foram
 355 correlacionadas com os maiores valores de umidade e menores valores de temperatura
 356 (lado esquerdo do diagrama). Inversamente, mais de 50% (38) das parcelas da área
 357 fragmentada correlacionaram-se com o incremento da temperatura e do acúmulo de
 358 serapilheira, e diminuição da umidade do solo (lado direito do diagrama).

359 A ordenação das espécies pela CCA (Fig. A5) sugere que espécies como
 360 *Centrosema* sp. 2 (Cen 2), *Desmodium axillare* (Sw.) DC. (Deax), *Ichnanthus tenuis* (J.
 361 Presl & C. Presl) Hitchc. & Chase (Icte), *Lepidagathis alopecuroidea* (Vahl) R.Br. ex
 362 Griseb (Leal), *Oplismenus hirtellus* (Ophi), *Parodiolyra micrantha* (Kunth) Davidse &
 363 Zuloaga (Pami), Poaceae 1 (Poa1), *Scleria melaleuca* Rchb. ex Schtdl. & Cham.
 364 (Scme) e *Philodendron* sp. 1 (Phi1), *Rhynchospora cephalotes* (L.) Vahl (Rhce),
 365 *Rhynchospora comata* (Link) Roem. & Schult. (Rhco) e *Ruellia paniculata* L. (Rupa)
 366 tendem a apresentar maior densidade na área fragmentada com temperaturas mais
 367 elevadas, maior quantidade de serapilheira acumulada e menor umidade do solo (porção
 368 direita do diagrama). No outro extremo do gradiente (correspondente ao ambiente
 369 contínuo), com influência dos maiores teores de umidade do solo e menores
 370 temperaturas, concentram-se espécies de Samambaias e das famílias Araceae e
 371 Marantaceae (porção superior-esquerda do diagrama): *Adiantum* sp. 1 (Adi1); *Calathea*
 372 *brasiliensis* Körn. (Cabr); *Ctenanthe pernambucensis* Arns & Mayo (Ctph); *Ctenitis* sp.
 373 1 (Cte1); *Danaea* sp. 1 (Dan1); *Danaea* sp. 2 (Dan2); *Lomagrumma guianensis* (Aubl.)
 374 Ching (Logu); *Monotagma plurispicatum* (Körn.) K.Schum. (Mopl); *Philodendron*
 375 *propinquum* Schott (Phpr); *Polybotrya* sp. 1 (Poly1); *Spathiphyllum cannifolium*
 376 (Dryand. ex Sims) Schott (Spca); *Spathiphyllum gardneri* Schott (Spga); *Trichomanes*
 377 *pinnatum* Hedw. (Trpi); e *Triplophyllum* sp. 1 (Trip1).

378

379 4. Discussão

380

381 De modo geral, o elevado número de espécies herbáceas registrado evidencia a

382 expressiva riqueza e diversidade desse estrato na floresta Atlântica nordestina. Contudo,
383 os resultados também demonstram fortes indícios de que a riqueza dessa assembléia
384 reflete a influência negativa da fragmentação florestal, visto sua diminuição na área
385 fragmentada. O mesmo padrão já foi apontado em outras florestas tropicais tanto para a
386 flora herbácea (Benítez-Malvido e Martínez-Ramos, 2003; Digiovinazzo et al., 2010)
387 quanto para a flora lenhosa (Tabarelli e Gascon, 2005; Santos et al., 2008; Tripathi et
388 al., 2010; Laurance et al., 2011). Desse modo, essa redução pode desencadear o
389 desaparecimento de muitas espécies herbáceas (Benítez-Malvido e Martínez-Ramos,
390 2003), colocando em risco as espécies que são adaptadas as características de um habitat
391 contínuo (Digiovinazzo et al., 2010), em decorrência das alterações físicas e biológicas
392 atreladas à diminuição de área florestada (ver Laurance et al., 2011). Segundo Laurance
393 (2002), muitas espécies tendem a desaparecer rapidamente em habitats fragmentados
394 menores do que 100 ha, pois se tornam mais propensas às estocasticidades ambientais.
395 Desta forma, espera-se que paisagens severamente fragmentadas, como a de Serra
396 Grande, apresentem o mesmo padrão de empobrecimento da flora herbácea quando
397 comparado com grandes remanescentes florestais.

398 O registro da densidade das herbáceas em ambas as áreas está de acordo com a
399 forma mais comumente encontrada nas florestas tropicais (Benítez-Malvido e Martínez-
400 Ramos, 2003; Paciencia e Prado, 2005), onde em cada ambiente uma ou poucas
401 espécies evidenciaram maior densidade, enquanto a maioria foi representada por poucos
402 indivíduos. Contudo, ao se comparar as áreas, não se observou o padrão esperado de
403 maior densidade absoluta de herbáceas na área fragmentada. Possivelmente, a ausência
404 de diferença na densidade de indivíduos de herbáceas entre os ambientes pode estar
405 relacionada à grande quantidade dos indivíduos das principais espécies de cada habitat,
406 ou ainda, aos fatores antrópicos e/ou ambientais não avaliados neste estudo, tais como: a
407 intensidade luminosa, a competição interespecífica, os nutrientes do solo e o corte
408 seletivo de espécies lenhosas.

409 A diferença na diversidade entre os habitats pode ser resposta do tamanho dos
410 remanescentes. Segundo Honnay et al. (2005), áreas florestais extensas podem
411 proporcionar um maior número de microhabitats e, assim, gerar condições favoráveis a
412 uma grande variedade de espécies, inclusive herbáceas, que tendem a apresentar
413 requisitos específicos de microhabitats (Whigham, 2004). Desta forma, em virtude da

414 área fragmentada ser constituída por pequenos remanescentes florestais, provavelmente,
415 seus fragmentos podem estar sendo afetados intensamente pelos efeitos de borda, os
416 quais causam fortes alterações ambientais que afetam diretamente a diversidade de
417 espécies (Carmo et al., 2011).

418 Mesmo apresentando diferenças nas diversidades, os valores obtidos neste
419 estudo apresentam-se acima da faixa dos valores observados em estudos de herbáceas
420 de outras áreas florestais: 2,388 nats/ind. (Citadini-Zanette, 1984); 2,688 nats/ind.
421 (Cestaro et al., 1986); 2,514 nats/ind. (Müller e Waechter, 2001); 2,771 nats/ind. (Inácio
422 e Jarenkow, 2008); 1,952 nats/ind. (Palma et al., 2008); 2,639 nats/ind. (Citadini-
423 Zanette et al., 2011). Maiores índices geralmente estão associados aos ambientes com
424 menor intensidade de perturbação (Melo, 2008). De fato a área contínua parece sofrer
425 menos com as adversidades relacionadas à fragmentação de habitats, em virtude da
426 maior uniformidade de participação de suas herbáceas na composição da diversidade
427 deste ambiente. A menor equabilidade exibida pela área fragmentada pode estar
428 relacionada com possíveis extinções de espécies características de interior e com o
429 predomínio de espécies tolerantes às condições proporcionadas pela fragmentação,
430 especialmente pelos efeitos relacionados à borda (Laurance et al., 2002). Ambientes
431 perturbados podem apresentar flutuações descontroladas na densidade de suas espécies,
432 no qual muitas espécies vegetais declinam em densidade, enquanto outras aumentam
433 acentuadamente (Laurance et al., 2002).

434 As famílias das herbáceas encontradas em Serra Grande estão entre as mais
435 comuns para outras áreas florestais (Müller e Waechter, 2001; Palma e Jarenkow, 2003;
436 Inácio e Jarenkow, 2008; Palma et al., 2008; Kozera et al., 2009; Maraschin-Silva et al.,
437 2009). Estas famílias são fortemente representadas por espécies de monocotiledôneas,
438 grupo considerado importante na estruturação das florestas tropicais (Richards, 1996).
439 Sua grande representatividade pode estar relacionada ao fato de grande parte das
440 espécies inventariadas apresentarem propagação vegetativa, característica que lhes
441 concede vantagem na ocupação do espaço garantindo rápida proliferação e maior
442 probabilidade de sobrevivência de seus descendentes (Vieira e Pessoa, 2001).

443 Algumas espécies encontradas na área fragmentada, tais como *Olyra latifolia*,
444 *Parodiolyra micrantha* e *Lygodium venustum* Sw., são frequentemente associadas à
445 ambientes perturbados de floresta Atlântica (Oliveira e Longhi-Wagner, 2001; Prado,

2005). Contrariamente, espécies de Samambaias, como as dos gêneros *Blechnum*,
Danaea, *Polybotrya* e *Lomagramma*, inclusos neste levantamento, estão atreladas a um
ambiente com maior umidade (Kozera et al., 2009). Além disso, a ocorrência da espécie
Trichomanes pinnatum Hedw. pode ser associada a ocorrência de ambientes mais
conservados, visto que a referida espécie é pertencente a um dos gêneros pouco
frequentes em fragmentos de floresta Atlântica Nordestina, exibindo grande sensibilidade
às alterações ambientais, com grande tendência ao desaparecimento em ambientes
alterados (Barros et al., 2006). Assim, a ocorrência desta e das demais espécies sugere
que a área contínua de Serra Grande pode ainda ser considerada uma área florestal
conservada e capaz de abrigar espécies de herbáceas sensíveis e mais exigentes quanto
às condições ambientais.

A divergência florística e estrutural das áreas analisadas, constatada pela
segregação das parcelas na ordenação, confirmou a ideia de que em fragmentos
florestais com tamanho reduzido espécies que evidenciam muitos indivíduos,
geralmente, são raras ou ausentes em área de floresta contínua e vice-versa (Young e
Mitchel, 1994; Benítez-Malvido e Martínez-Ramos, 2003; Oliveira e Felfili 2005;
Gomes et al., 2009). Tal fato pode ser explicado pelo elevado número de espécies
exclusivas encontrada nas áreas e pela baixa representatividade de espécies comuns aos
dois ambientes, corroborando com os estudos de Benítez-Malvido e Martínez-Ramos
(2003) (para a flora herbácea) e com Tabarelli et al. (2004) (para as arbóreas),
apontando que a fragmentação florestal pode de fato alterar a comunidade vegetal.

As diferenças nos parâmetros ambientais entre as áreas contínua e fragmentada
apontadas neste estudo refletem as observações já mencionadas por Didham e Lawton
(1999), que obtiveram em fragmentos florestais menores do que 100 ha incremento na
temperatura e na quantidade de serapilheira, além da diminuição na umidade do ar, que
pode influenciar no aumento da temperatura do solo (Siqueira et al., 2004). Analisando-
se o teor de umidade do solo observa-se que sua redução na área fragmentada seguiu o
mesmo padrão de áreas dominadas pelo efeito de borda (Kapos, 1989; Siqueira et al.,
2004). Atrelado a este efeito observa-se a ocorrência da elevação na temperatura do solo
(Siqueira et al., 2004; Lima-Ribeiro, 2008). Já a maior quantidade de serapilheira
acumulada da área fragmentada pode ser explicada pelo estresse hídrico que algumas
espécies vegetais sofrem, devido à diminuição de umidade no solo, desencadeando

478 assim maior liberação de folhas (Kapos et al., 1993), e pela redução na velocidade das
479 taxas de decomposição em ambientes com menor teor de umidade (Portela e Santos,
480 2007). Deste modo, sugere-se que tais diferenças ambientais possam ter origem na
481 atuação do efeito de borda (Young e Mitchell, 1994; Tabarelli et al., 1999; Santos et al.,
482 2008; Laurance et al., 2011).

483 A separação das parcelas evidenciadas na CCA indica que de fato as espécies
484 inventariadas são influenciadas pelas variáveis ambientais mensuradas. Essa relação
485 corrobora com o relatado por Kozera et al. (2009), pois a distribuição das espécies em
486 uma floresta, bem como o crescimento e desenvolvimento de seus indivíduos, faz parte
487 de uma interação complexa com os fatores ambientais. Espécies que se relacionaram
488 bem com o aumento do teor de umidade do solo na área contínua são consideradas
489 indicadoras de condições ambientais favoráveis de umidade e composição do solo e
490 topografia, sobretudo os representantes de Samambaias e Marantaceae (Costa et al.,
491 2005). Já algumas espécies das famílias Poaceae são constantemente associadas à
492 ambientes perturbados (Oliveira e Longhi-Wagner, 2005), onde ocorre maior
493 penetração de luz (Mota et al., 2009), originada da abertura do dossel (Kozera et al.,
494 2009), e ainda à ambientes em fases iniciais de sucessão secundária (Maraschin-Silva et
495 al., 2009), ratificando a sensibilidade das herbáceas às variações das condições
496 ambientais dos remanescentes analisados. Contudo, cerca de 30% da variância
497 remanescente nos dados que não podem ser explicadas pelas variáveis ambientais
498 avaliadas, podem ser explicada por outras variáveis não retratadas neste estudo, tais
499 como a luminosidade, a abertura de dossel, a temperatura e umidade do ar, o nível de
500 antropização e a proximidade a fontes de sementes e propágulos. Apesar disso, esse
501 percentual remanescente parece não comprometer a significância das relações espécie-
502 área, visto que a ocorrência de ruídos desta proporção é comum em dados de vegetação
503 (ter Braak, 1987), e, além disso, quando comparadas às espécies arbóreas, as herbáceas
504 apresentam-se mais sensíveis às alterações ambientais (Pereira et al., 2004; Jurinitz e
505 Baptista, 2007).

506 Em paisagens tropicais recentemente fragmentadas, as alterações ambientais
507 associadas à criação de bordas tornam o ambiente fragmentado distinto do ambiente
508 florestal contínuo (Harper et al., 2005; Laurance et al., 2011). Isto pode explicar como
509 os fatores ambientais influenciaram a distribuição das espécies nas duas áreas avaliadas,

510 evidenciando a preferência de algumas espécies por um tipo de habitat específico,
511 confirmando que a heterogeneidade de microhabitats torna-se um importante fator para
512 a distribuição das ervas florestais (Whigham, 2004). Tais abordagens ressaltam a
513 importância dos fatores ambientais como preditores das respostas da comunidade
514 vegetal (Gehlhausen et al., 2000). Além disso, outros fatores ambientais também podem
515 estar agindo sobre a assembléia de herbáceas da paisagem de Serra Grande e a avaliação
516 das mesmas pode evidenciar respostas mais concretas a cerca da estruturação das
517 herbáceas em áreas de floresta Atlântica.

518 Deste modo, os resultados obtidos confirmam a sensibilidade da assembléia de
519 herbáceas às modificações desencadeadas pela fragmentação florestal, onde se pode
520 observar uma clara diferenciação florístico-estrutural, com menor riqueza e menor
521 diversidade ocorrendo na área fragmentada. Além disso, a área fragmentada evidencia
522 maior quantidade de indivíduos típicos de áreas perturbadas e um menor número de
523 espécies raras. E as variáveis ambientais avaliadas foram consideradas importantes
524 preditoras na organização da assembléia de herbáceas na área de floresta Atlântica
525 Nordestina.

526

527 **Agradecimentos**

528

529 Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos. A Usina Serra Grande pelo apoio
530 estrutural. A UFRPE pela infraestrutura e equipamentos. A UFPE pelo apoio financeiro
531 e disponibilidade de veículos para as expedições científicas. Ao Dr. Bráulio pelo auxílio
532 com as análises estatísticas. Aos companheiros de laboratório pelo importante apoio
533 durante a realização deste estudo, sobretudo a bióloga Liliane Lima, que atuou em
534 conjunto na realização deste estudo.

535

536 **Referências**

537

- 538 APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the
539 orders and families of flowering plants. *Bot. J. Linn. Soc.* 161, 105-202.
- 540 Ayres, M., Ayres Júnior, M., Ayres, D.L., Santos, A.A. 2007. BIOESTAT – Aplicações
541 estatísticas nas áreas das Ciências Bio-Médicas. Ong Mamiraua. Belém, PA.

- 542 Barros, I.C.L., Santiago, A.C.P., Pereira, A.F.N., Pietrobon, M.R. 2006. Pteridófitas.
543 In: Pôrto, K.C., Almeida-Corez, J.S., Tabarelli, M. (Org.), Diversidade biológica e
544 conservação da Floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco. Ministério do
545 Meio Ambiente, Brasília, pp. 147-171.
- 546 Benítez-Malvido, J., Martínez-Ramos, M. 2003. Impact of Forest Fragmentation on
547 Understory Plant Species Richness in Amazonia. *Conserv. Biol.* 17(2), 389–400.
- 548 Botrel, R.T., Oliveira-Filho, A.T., Rodrigues, L.A., Curi, N. 2002. *Rev. Bras. Bot.*
549 25(2), 195-213.
- 550 Brower, J.E., Zar, J.H. 1984. Field e laboratory methods for general ecology. 2 ed. Wm.
551 C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa.
- 552 Bruna, E.M., Kress, W. J. 2002. Habitat fragmentation and the demographic structure of
553 na Amazonian understory herb. *Conserv. Biol.* 16(5), 1256-1266.
- 554 Bruna, E.M. 2002. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling
555 recruitment in central Amazonia. *Oecologia* 132, 235–243.
- 556 Bruna, E.M. 1999. Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402, 139.
- 557 Carmo, A.B., Vasconcelos, H.L, Araújo, G.M. 2011. Estrutura da comunidade de
558 plantas lenhosas em fragmentos de cerrado: relação com o tamanho do fragmento
559 e seu nível de perturbação. *Rev. Bras. Bot.* 34(1), 31-38.
- 560 Causton, D.R. 1988. Na introduction to vegetation analysis principles and interpretation.
561 London: Unwin Hyman.
- 562 Cestaro, L.A., Waecheter, J.L., Baptista, L.R.M. 1986. Fitossociologia do estrato
563 herbáceo da mata Araucária da Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, RS.
564 *Hoehnea* 13: 59-72.
- 565 Citadini-Zanette, V. 1984. Composição florística e fitossociológica da vegetação
566 herbácea terrícola de uma mata de Torres, Rio Grande do Sul. *Iheringia Sér. Bot.*
567 32: 23-62.
- 568 Citadini-Zanette, V., Pereira, J.L., Jarenkow, J.A., Klein, A.S., Santos, R. 2011.
569 Estrutura da sinúsia herbácea em Floresta Ombrófila Mista no Parque Nacional de
570 Aparados da Serra, sul do Brasil. *R. Bras. Bioci.* 9(1), 56-63.
- 571 Clarke, K.R, Gorley, R.N, 2005. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E,
572 Plymouth.

- 573 Costa, F.R.C., Magnusson, W.E., Luizao, R.C. 2005. Mesoscale distribution patterns of
574 Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds.
575 *Journal of Ecology* 93, 863–878.
- 576 Didham, R.K.; Lawton, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes
577 in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31,
578 17-30.
- 579 Digiovinazzo, P.; Ficetola, G.F.; Bottoni, L.; Andreis, C.; Padoa-Schioppa, E. 2010.
580 Ecological thresholds in herb communities for the management of suburban
581 fragmented forests. *For. Ecol. Manage.* 259, 343-349.
- 582 EMBRAPA. 1997. *Manual de Métodos de Análise de Solos*, 2ed., CNPS-Rio de Janeiro.
- 583 EMBRAPA. 2009. *Sistema brasileiro de classificação de solos*, 2ed., EMBRAPA-SPI,
584 Rio de Janeiro. 412p.
- 585 Fahrig, L. 2003. Effects of fragmentations on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 34,
586 487-515.
- 587 Fischer, J., Lindenmayer, D.B. 2007. Landscape modification and habitat
588 fragmentation: a synthesis. *Global. Ecol. Biogeogr.* 16, 265-280.
- 589 Fortes, F.O., Lúcioi, A.D., Storck, L. 2008. Plano amostral para coleta de serapilheira
590 na Floresta Ombrófila Mista do Rio Grande do Sul. *Ciênc. Rural.* 38(9), 2512-
591 2518.
- 592 Gehlhausen, S.M., Schwartz, M.W., Augspurger, C.K. 2000. Vegetation and
593 microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant. Ecol.*
594 147: 21-35.
- 595 Girão, L.C., Lopes, A.V., Tabarelli, M., Bruna, E.M., 2007. Changes in tree
596 reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest
597 landscape. *PLoS ONE* 2, e908.
- 598 Gomes, J.S., Lins e Silva, A.C.B., Rodal, M.J.N., Silva, H.C.H. 2009. Estrutura do sub-
599 bosque lenhoso em ambientes de borda e interior de dois fragmentos de floresta
600 Atlântica em Igarassu, Pernambuco, Brasil. *Rodriguésia* 60(2), 295-310.
- 601 Gonçalves, E.G., Lorenzi, H. 2011. *Morfologia Vegetal - organografia e dicionário*
602 *ilustrado de morfologia das plantas vasculares*. 2 ed. Instituto Plantarum de
603 Estudos da Flora, São Paulo.

- 604 Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J., Brososfske, K.D., Saunders, S.C.,
605 Euskirchen, E., Roberts, D., Jaiteh, M.S., Per-Anders, E. 2005. Edge influence on
606 forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* 19,
607 768–782.
- 608 Honnay, O., Jacquemyn, H., Bossuyt, B., Hermy, M. 2005. Forest fragmentation effects
609 on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New.*
610 *Phytol.* 166: 723-736.
- 611 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 1985. Atlas nacional do Brasil:
612 Região Nordeste. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- 613 Inácio, C.D., Jarenkow, J.A. 2008. Relações entre a estrutura da sinúsia herbácea
614 terrícola e a cobertura do dossel em floresta estacional no Sul do Brasil, *Rev.*
615 *Bras. Bot.* 31, 41-51.
- 616 Janzen, D.H. 1986. The eternal external threat. In: Soule, M.E. (Ed.), *Conservation*
617 *Biology: The Science of Scarcity and Diversity.* Sinauer Associates, Sunderland,
618 MA, pp 257-285.
- 619 Jennersten, O. 1988. Pollination in *Dianthus deltoides* (Caryophyllaceae): effects of
620 habitat fragmentation on visitation and seed set. *Conserv. Biol.* 2, 359-366.
- 621 Jurinitz, C.F., Baptista, L.R.M. 2007. Monocotiledôneas terrícolas em um fragmento de
622 Floresta Ombrófila Densa no Litoral Norte do Rio Grande do Sul. *R. Bras. Bioci.*
623 5, 9-17.
- 624 Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian
625 Amazon. *J. Trop. Ecol.* 5, 173-185.
- 626 Kapos, V., Ganade, G., Matsui, E., Victoria, R.L. 1993. $\delta^{13}C$ as an indicator of edge
627 effects in tropical rainforest reserves. *Journal of Ecology* 81, 425-432.
- 628 Kleinpaul, I.S., Schumacher, M.V., Brun, E.J., Kleinpaul, J.J. 2005. Suficiência
629 amostral para coletas de serapilheira acumulada sobre o solo em *Pinus elliottii*
630 Engelm, *Eucalyptus* sp. em floresta estacional decidual. *Rev. Árvore* 29(6), 965-
631 972.
- 632 Kovach, W.L., 2007. MVSP - A MultiVariate Statistical Package for Windows, ver. 3.1.
633 Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.

- 634 Kozera, C., Rodrigues, R.R., Dittrich, V.A.O. 2009. Composição florística do sub-
635 bosque de uma Floresta Ombrófila Densa Montana, Morretes, PR, Brasil.
636 Floresta, 39(2), 323-334.
- 637 Laurance, W.F. 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. *J. Veg. Sci.* 13: 595-602,
638 2002.
- 639 Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M., Laurance, S.G., Hutchings
640 RW, Lovejoy, T.E. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns
641 in Amazonian tree communities. *Conserv. Biol.* 12, 460–464.
- 642 Laurance, W.F., Lovejoy, L.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K.,
643 Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard JR., R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E.
644 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation.
645 *Conserv. Biol.* 16, 605–618.
- 646 Laurance, W.F., Camargo, J.L.C., Luizão, R.C.C., Laurance, S.G., Pimm, S.L., Bruna,
647 E.M., Stouffer, P.C., Williamson, G.B., Benítez-Malvido, J., Vasconcelos, H.L.,
648 Van Houtan, K.S., Zartman, C.E., Boyle, S.A., Didham, R.K., Andrade, A.,
649 Lovejoy, T.E. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year
650 investigation. *Biol. Conserv.* 144 (2011) 56–67.
- 651 Laurance, W.F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model
652 for the design of nature reserves. *Biol. Conserv.* 57, 205–219.
- 653 Laurance, W.F. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated
654 rainforest reserves in tropical Australia. In: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O.JR.
655 (Ed.), *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of*
656 *fragmented communities.* The University Chicago Press, Chicago, pp. 71-83.
- 657 Lima-Ribeiro, M.S.L. 2008. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação
658 populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. *Acta Bot.*
659 *Bras.* 22(2), 535-545.
- 660 Lopes, A.V., Girão, L.C., Santos, B.A., Peres, C.A. Tabarelli, M. 2009. Long-term
661 erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest
662 fragments. *Biol. Conserv.* 142(6), 1154-1165.
- 663 Maraschin-Silva, F., Scherer, A., Baptista, L.R.M. 2009. Diversidade e estrutura do
664 componente herbáceo-subarbustivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica
665 no sul do Brasil. *R. Bras. Bioci.*, 7(1), 53-65.

- 666 Melo, A.S. 2008. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em
667 um índice de diversidade? *Biota Neotrop.* 8(3): 021-027.
- 668 Metzger, J.P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biol. Conserv.*
669 142, 1138–1140.
- 670 MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2004. Áreas prioritárias para a conservação,
671 utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira.
672 Brasília.
- 673 Mori, L.A., Silva, L.A.M., Lisboa, G., Coradin, L. 1989. Manual de manejo do herbário
674 fanerogâmico. Centro de Pesquisa do Cacau, Ilhéus.
- 675 Mota, A.C., Oliveira, R.P., Filgueiras, T.S. 2009. Poaceae de uma área de Floresta
676 Montana no Sul da Bahia, Brasil: Bambusoideae e Pharoideae. *Rodriguésia* 60(4):
677 747-770.
- 678 Müeller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology.
679 John Wiley, New York.
- 680 Müller, S.C., Waechter, J.L. 2001. Estrutura sinusial dos componentes herbáceo e
681 arbustivo de uma floresta costeira subtropical. *Rev. Bras. Bot.* 24, 395-406.
- 682 Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation.
683 *Trends. Ecol. Evol.* 10, 58-62.
- 684 Oliveira, E.C.L., Felfili, J.M. 2005. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma
685 mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta. Bot. Bras.* 19(4): 801-811.
- 686 Oliveira, R.P., Longhi-Wagner, H.M. 2005. *Olyra bahiensis* (Poaceae, Olyreae): uma
687 nova espécie para a Mata Atlântica do estado da Bahia, Brasil. *Rev. Bras. Bot.*
688 28(4): 835-839.
- 689 Oliveira, M.A., Grillo, A.S., Tabarelli, M. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic
690 forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* 38, 389–394.
- 691 Oliveira, M.A, Santos, A.M.M., Tabarelli, M. 2008. Profound impoverishment of the
692 large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic Forest. *Forest.*
693 *Ecol. Manag.* 256, 1910–1917.
- 694 Paciencia, M.L.B., Prado, J. 2005. Effects of forest fragmentation on pteridophyte
695 diversity in a tropical rain forest in Brazil. *Plant. Ecol.* 180, 87-104.
- 696 Palma, C.B., Jarenkow, J.A. 2003. Efeito da sazonalidade na estrutura da sinúsia
697 herbácea terrícola de uma floresta estacional, Viamão, RS. In: Claudino-Sales, V.,

- 698 Tonini, I.M., Dantas, E.W.C. (Eds.), Anais de Trabalhos Completos do VI
699 Congresso de Ecologia do Brasil Universidade Federal do Ceará, Fortaleza,
700 pp.413-415.
- 701 Palma, C.B., Inácio, C.D., Jarenkow, J.A. 2008. Florística e estrutura da sinúsia
702 herbácea terrícola de uma Floresta Estacional de Encosta no Parque Estadual de
703 Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. R. Bras. Bioci. 6(3), 151-158.
- 704 Pereira, M.C.A., Cordeiro, S.Z., Araújo, D.S.D. 2004. Estrutura do estrato herbáceo na
705 formação aberta de *Clusia* do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ,
706 Brasil. Acta Bot. Bras. 18(3), 677-687.
- 707 Portela, R.C.Q., Santos, F.A.M. 2007. Produção e espessura da serapilheira na borda e
708 interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. Rev.
709 Bras. Bot. 30(2), 271-280.
- 710 Prado, J. 2005. Flora da Reserva Ducke, Amazônia, Brasil: Pteridophyta - Schizaeaceae
711 *Rodriguésia* 56 (86): 93-97.
- 712 Ranta, P., Blom, T., Niemela, J., Joensuu, E., Siitonen, M. 1998. The fragmented
713 Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments.
714 *Biodiversity and Conservation* 7, 385-403.
- 715 Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M. 2009. The
716 Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest
717 distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153.
- 718 Richards, P.W. 1996. *The tropical rain forest: an ecological study.* Cambridge
719 University Press, Cambridge.
- 720 Santos, A.M.M., Cavalcanti, D.R., Silva, J.M.C., Tabarelli, M. 2007. Biogeographical
721 relationships among tropical forests in north-eastern Brazil. *J. Biogeogr.* 34, 437–
722 446.
- 723 Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P., Tabarelli, M.
724 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest
725 fragments of northeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 141, 249–260.
- 726 Silva, K.A., Araújo, E.L., Ferraz, E.M.N. 2009. Estudo florístico do componente
727 herbáceo e relação com solos em áreas de caatinga do embasamento cristalino e
728 bacia sedimentar, Petrolândia, PE, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 23(1), 100-110.

- 729 Siqueira, L.P., Matos, D.M.S., Portela, R.C.Q., Braz, M.I.G., Silva-Lima, L., Matos, M.
730 B. 2004. Using the variances of microclimate variables to determine edge effects
731 in small forest Atlantic Rain Forest fragments, South-Eastern Brazil. *Ecotropica*
732 10, 59-64.
- 733 Smith, A.R., Pryer, K.M., Schuettpelz, E., Korall, P., Schneider, H., Wolf, P.G. 2006. A
734 classification for extant ferns. *Taxon* 55, 705-731.
- 735 Smith, A.R., Pryer, K.M., Schuettpelz, E., Korall, P., Schneider, H., Wolf, P.G. 2008.
736 Fern classification. In: Ranker, T.A., Haufler, C.H. (Eds.), *Biology and evolution*
737 *ferns and lycophytes*. Cambridge University Press, New York, pp. 417-467.
- 738 Tabarelli, M., Gascon, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving
739 management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conserv. Biol.*
740 19, 1-6.
- 741 Tabarelli, M., Mantovani, W., Peres, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on
742 plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biol.*
743 *Conserv.* 91, 119–127.
- 744 Tabarelli, M., Silva, M.J.C., Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the
745 impoverishment of neotropical forests. *Biodivers. Conserv.* 13, 1419–1425.
- 746 Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J.M.C., Hirota, M.M.; Bedê, L.C. 2005. Desafios e
747 oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira.
748 *Megadiversidade* 1(1), 112-138.
- 749 Tabarelli, M., Lopes, A.V., Peres, C.A. 2008. Edge-effects drive tropical forest
750 fragments towards an early-successional system. *Biotropica* 40, 657–661.
- 751 Ter Braak, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation environment relationship by
752 canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.
- 753 Ter Braak, C.J.F. 1988. CANOCO – A FORTRAN program for canonical community
754 ordination by (Partial) (Detrended) (Canonical) correspondence analysis and
755 redundancy analysis, version 2.1. Intitute of Applied Computer Science,
756 Wageningen.
- 757 Ter Braak, C.J.F. 1995. Ordination. In: Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F., van
758 Tongeren, O.F.R. (Eds.), *Data analysis in community and landscape ecology*.
759 Cambridge University Press, Cambridge, pp. 91-173.

- 760 Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for
761 general principles. *Ecology* 80(5), 1455-1474.
- 762 Tomimatsu, H., Yamagishi, H., Tanaka, I., Sato, M., Kondo, R., Konno, Y. 2011.
763 Consequences of forest fragmentation in an understory plant community:
764 extensive range expansion of native dwarf bamboo. *Plant. Spec. Biol.* 26, 3-12.
- 765 Tripathi, O.P., Upadhaya, K., Tripathi, R.S., Pandey, H.N. 2010. Diversity, dominance
766 and population structure of tree species along fragment size gradient of a
767 subtropical humid forest of northeast India. *Res. J. Environ. Earth. Sci.* 2(2), 97-
768 105.
- 769 Uriarte, M.; Bruna, E.M.; Rubim, P.; Anciães, M.; Jonckheere, I. 2010. Effects of forest
770 fragmentation on the seedling recruitment of a tropical herb: assessing seed vs.
771 safe-site limitation. *Ecology* 91, 1317-1328.
- 772 Vasconcelos, H.L., Luizão, F.J. 2004. Litter production and litter nutrient
773 concentrations in a fragmented Amazonian landscape. *Ecol Appl.* 14, 884- 892.
- 774 Veloso, H.P., Rangel-Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. Classificação da vegetação
775 brasileira adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.
- 776 Vieira, C.M., Pessoa, S.V.A. 2001. Estrutura e composição florística do estrato
777 herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das
778 Antas, município de Silva Jardim, Rio de Janeiro. *Rodriguésia* 52, 17-30.
- 779 Whigham, D.F. 2004. Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests.
780 *Annual Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 583-621.
- 781 Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In:
782 Lawrance, W.F., Bierregaard JR, R.O. (Ed.), *Tropical forest remnants: ecology,*
783 *management and conservation of fragmented communities*, The University of
784 Chicago Press, Chicago, pp. 3-12.
- 785 Young, A., Mitchell, N. 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented
786 Podocarp-Broadleaf Forest in New Zealand. *Biol. Conserv.* 67, 63-72.
- 787 Zar, J. 1996. *Biostatistical analysis*. 2 ed. Prentice Hall, New Jersey.
- 788 Zuidema, P.A., Sayer, J.A., Dijkman, W. 1996. Forest fragmentation and biodiversity:
789 the case for intermediatesized conservation areas. *Environ. Conserv.* 23, 290-297.
790
791

792 **Apêndice**

793

794 Tabela A1. Lista dos fragmentos florestais da Usina Serra Grande (Alagoas, Brasil)
795 selecionados para a avaliação do efeito da fragmentação florestal na assembléia de
796 herbáceas de floresta Atlântica, com suas respectivas coordenadas geográficas,
797 dimensões e tipos de vegetação e solo. ES = Estacional Semidecidual (Fonte: Santos et
798 al., 2008); OA = Ombrófila Aberta Submontana (Fonte: Marcondes et al., 2004); LA =
799 Latossolos vermelho-amarelo; AR = Argissolos vermelho-amarelo.

800

801 Fig. A1. Mapa com os remanescentes de floresta Atlântica Nordestina, situados na
802 Usina Serra Grande (USG) – Norte de Alagoas, selecionados para o estudo do efeito da
803 fragmentação na assembléia de herbáceas. Área contínua – Fragmento florestal
804 Coimbra; Área fragmentada – pequenos fragmentos florestais (Alto Gurzerá, Aquidaban
805 1, Aquidaban 2, Dois Braços 2, Dois Braços 4, Ibateguara, Oriental 1, Taquara 1,
806 Taquara 5 e Val Paraíso).

807

808 Fig. A2. Média da riqueza e da densidade (em 1250 m²) da assembléia de herbáceas do
809 ambiente fragmentado e contínuo de um trecho de floresta Atlântica ao Norte do Rio
810 São Francisco.

811

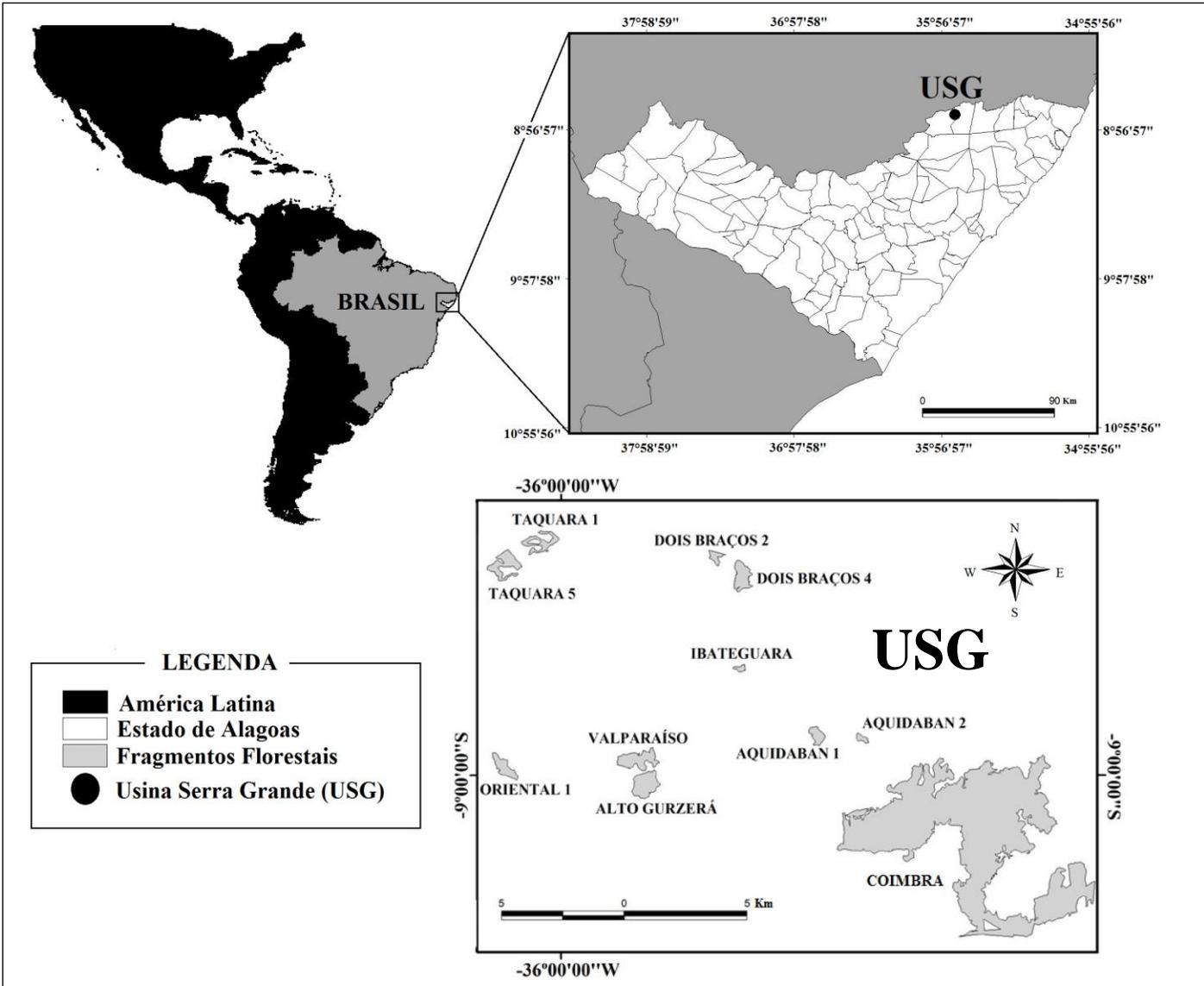
812 Fig. A3. Gráfico de ordenação por MDS com base nas 100 parcelas inventariadas nas
813 áreas contínua e fragmentada de um trecho de floresta Atlântica nordestina. Parcelas
814 codificadas de acordo com o tipo de ambiente onde foram estabelecidas: ▲ – parcelas
815 da área contínua; O – parcelas da área fragmentada.

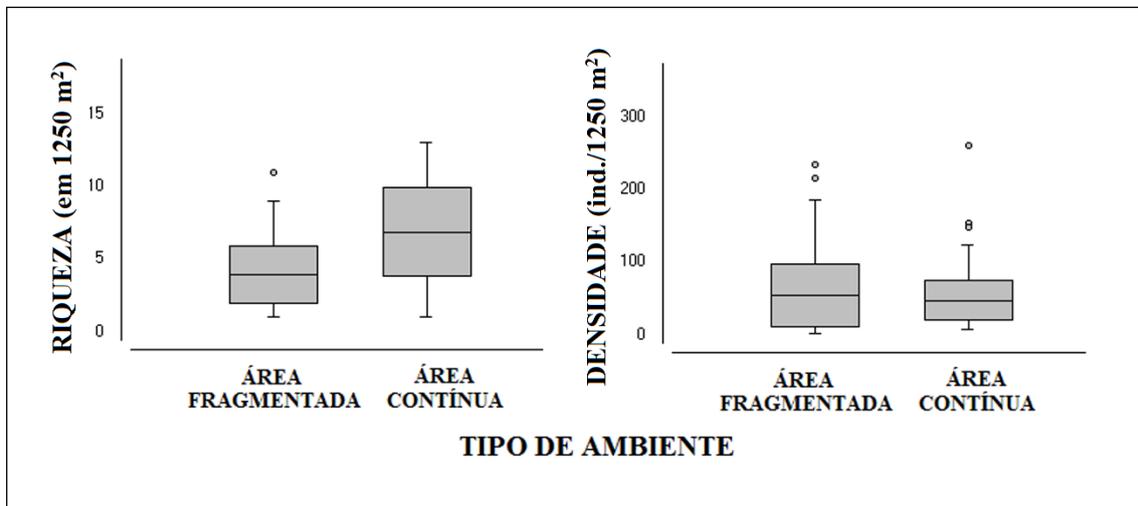
816

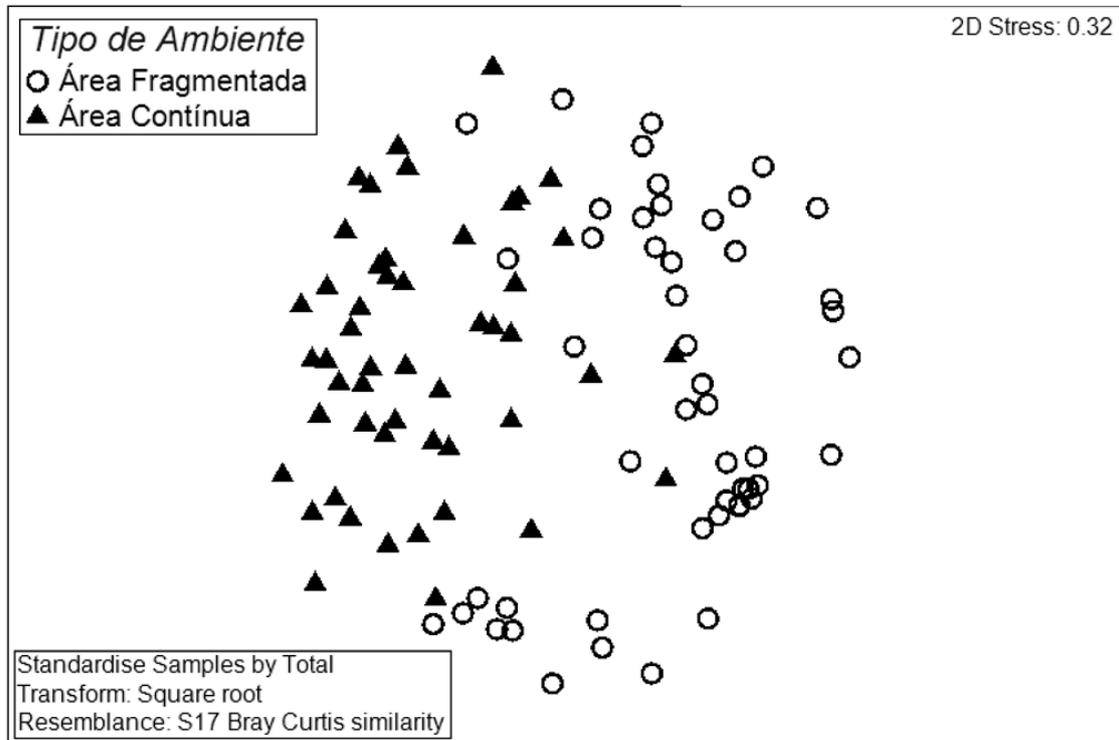
817 Fig. A4: Análise de correspondência canônica: diagrama de ordenação das parcelas,
818 composta por 98 parcelas das áreas contínua e fragmentada de um trecho de floresta
819 Atlântica nordestina e suas respectivas correlações com as variáveis ambientais. As
820 identificações das parcelas correspondem a uma combinação entre a inicial da área
821 analisada com o número da unidade amostral inventariada: C – interior florestal (área
822 contínua); F – fragmentos pequenos (área fragmentada); SER – serapilheira acumulada;
823 UMSO – teor de umidade do solo; TEMP – temperatura do solo.

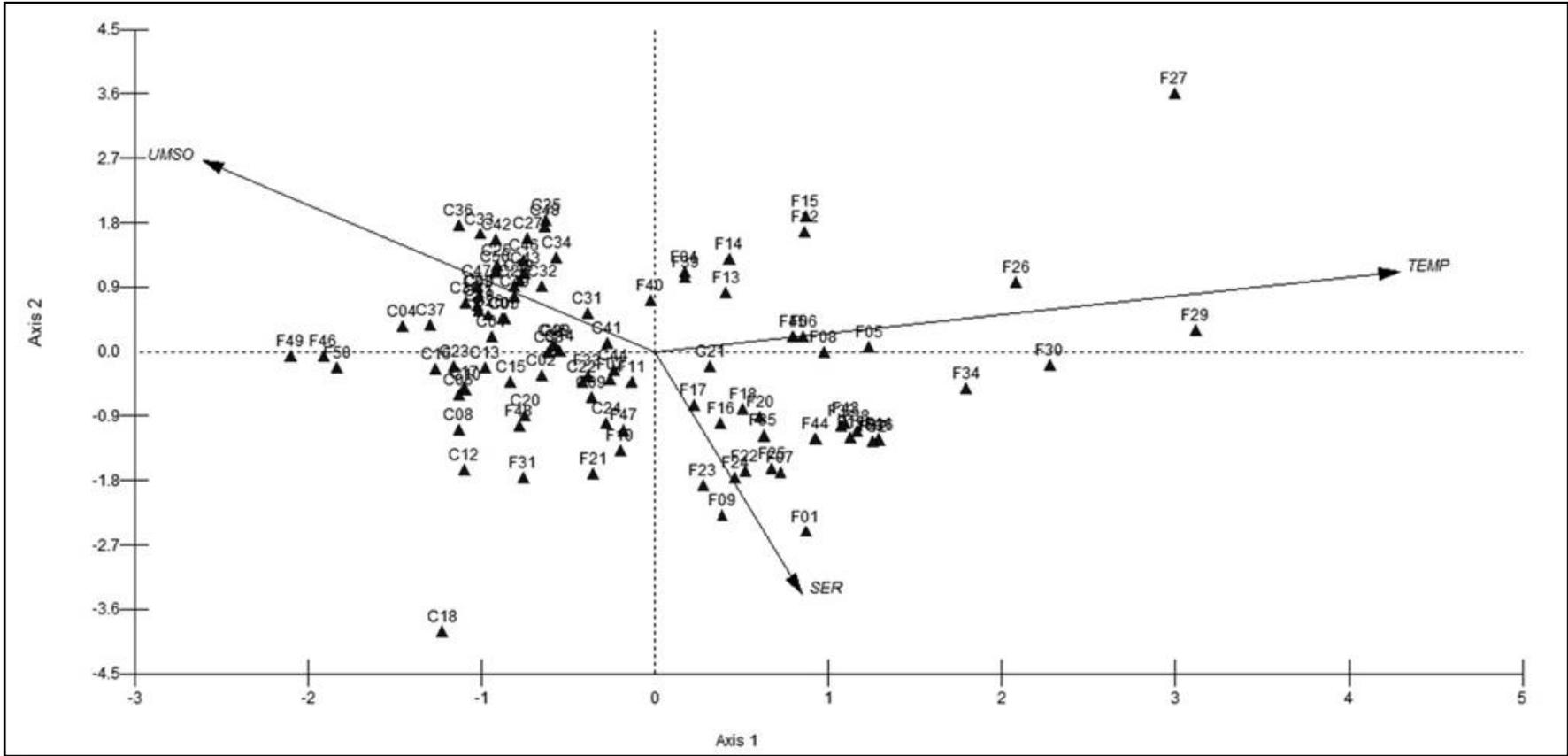
824 Fig. A5: Análise de correspondência canônica: diagrama de ordenação das espécies,
825 composta pelas 62 espécies de herbáceas com maior densidade nas áreas contínua e
826 fragmentada de um trecho de floresta Atlântica nordestina e suas respectivas correlações
827 com as variáveis ambientais. As espécies estão indicadas pelo nome abreviado obtido a
828 partir da combinação entre as duas iniciais do gênero e as duas iniciais do epíteto
829 específico (ver apêndice 1 – Apêndice). SER – serapilheira acumulada; UMSO – teor de
830 umidade do solo; TEMP – temperatura do solo.

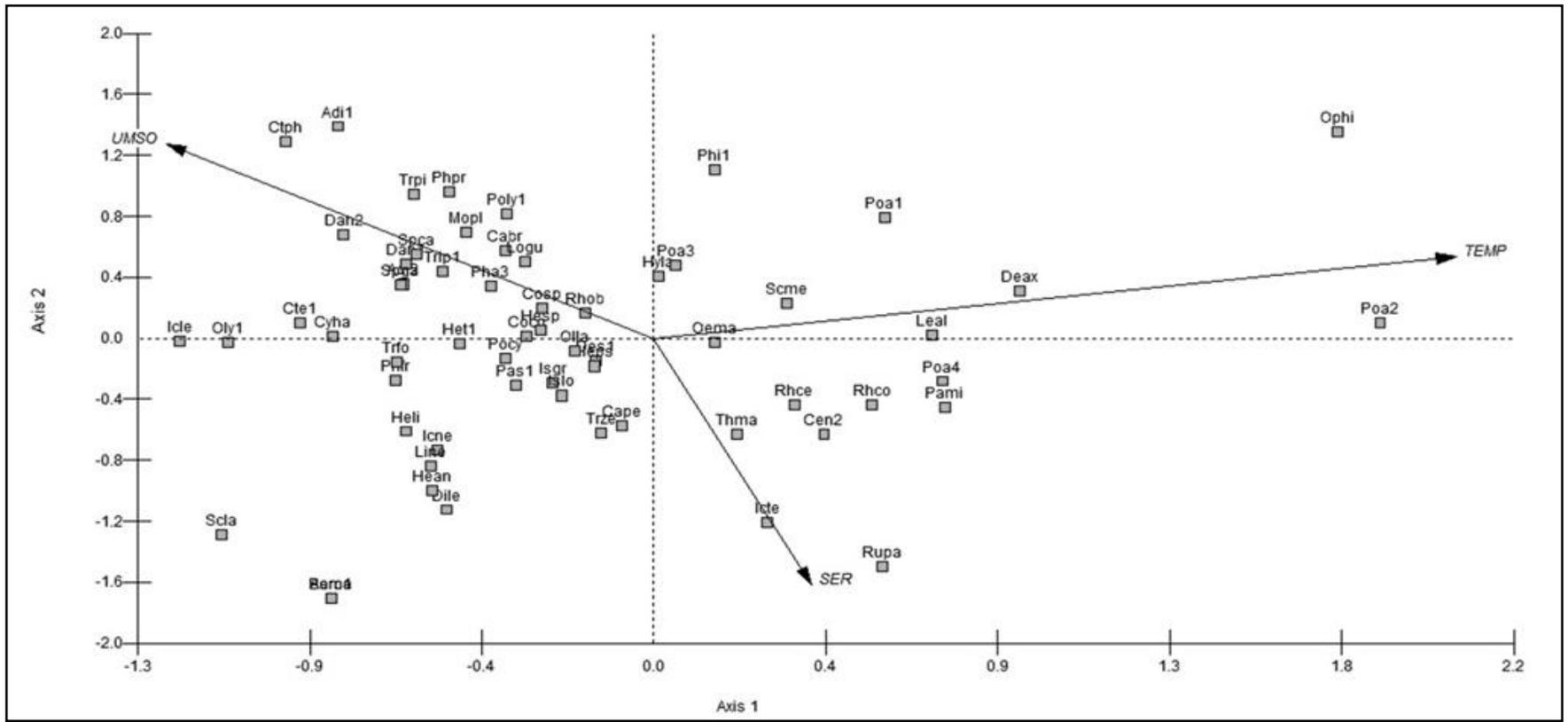
FRAGMENTO FLORESTAL	COORDENADAS GEOGRÁFICAS	EXTENSÃO (ha)	TIPO DE VEGETAÇÃO	TIPO DE SOLO
Alto Gurzerá	35°58'11"W, 8°59'56"S	83,63	ES	LA
Aquidaban1	35°54'26"W, 8°58'57"S	26,42	OA	LA
Aquidaban 2	35°53'32"W, 8°58'58"S	11,08	OA	LA
Dois Braços 2	35°56'38"W, 8°55'02"S	23,97	OA	AR
Dois Braços 4	35°56'03"W, 8°55'38"S	33,71	OA	AR
Ibateguara	35°56'04"W, 8°57'27"S	7,84	OA	LA
Oriental 1	36°01'19"W, 8°59'33"S	39,68	ES	LA
Taquara 1	36°00'24"W, 8°54'47"S	42,04	OA	AR
Taquara 5	36°01'11"W, 8°55'08"S	68,49	OA	AR
Valparaíso	35°58'35"W, 8°59'30"S	73,62	ES	LA
Coimbra	35°51'57"W, 9°00'21"S	3500,00	OA	LA



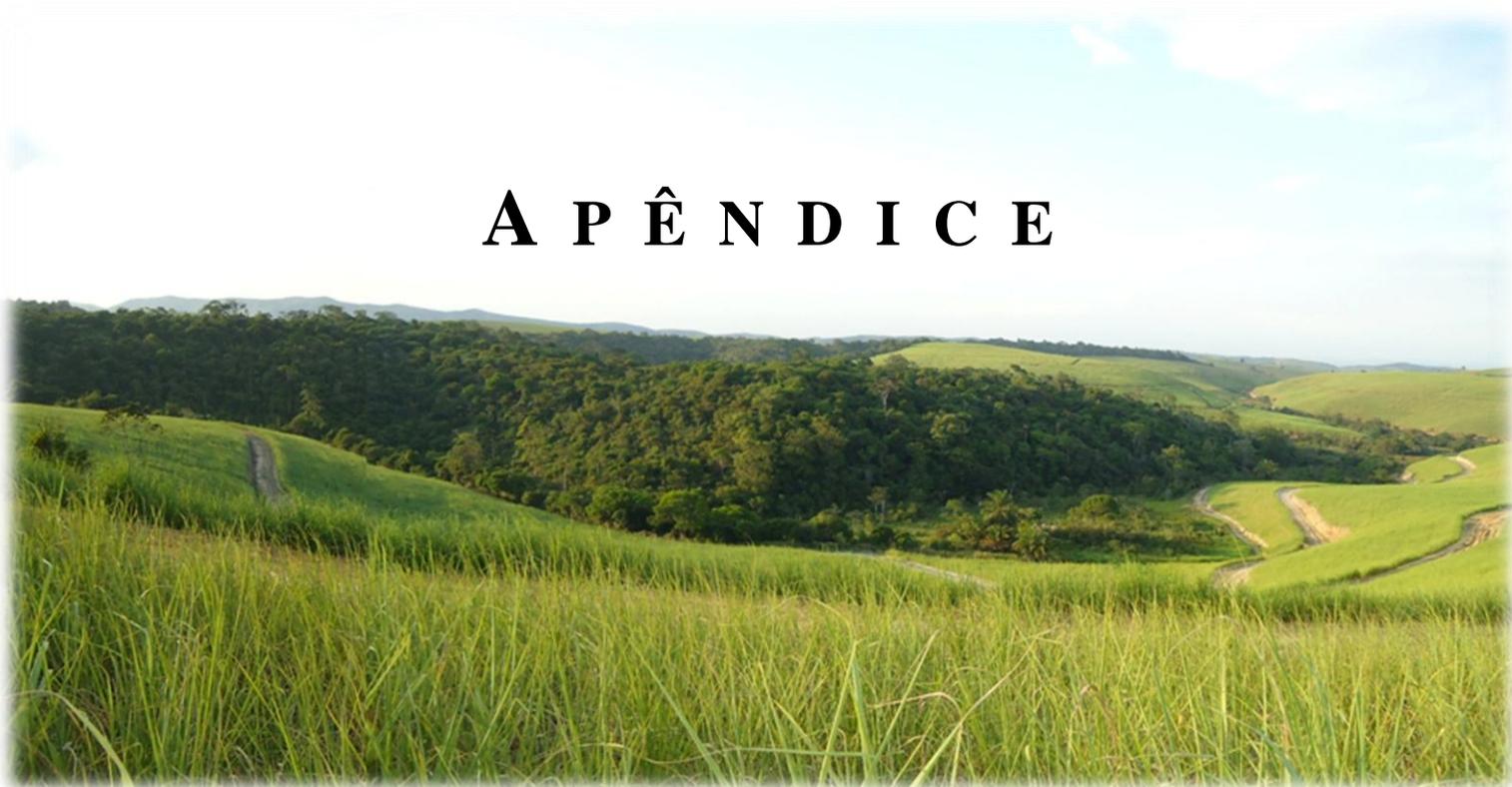








APÊNDICE



Apêndice 1. Listagem das famílias e espécies de herbáceas inventariadas no Ambiente Contínuo (AC) e Ambiente Fragmentado (AF) de um trecho de floresta Atlântica situada ao Norte do Rio São Francisco – Brasil, contendo seus respectivos hábitos e abreviaturas utilizadas na Análise de Correspondência Canônica (CCA). Erv – erva terrícola; Tre – trepadeira herbácea.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo aponta que a riqueza e a diversidade da assembléia de herbáceas da floresta Atlântica nordestina são maiores em área de floresta contínua, que apresenta características de floresta madura e que proporciona um maior número de microhabitats com condições favoráveis a uma grande variedade de espécies, em relação a uma área fragmentada, que possui remanescentes florestais menores do que 100 ha e que, provavelmente, sofrem mais intensamente os efeitos relacionados à criação de bordas. Esses resultados seguiram o padrão já referenciado na literatura para as espécies de herbáceas de outras florestas tropicais (BENÍTEZ-MALVIDO e MARTÍNEZ-RAMOS, 2003; DIGIOVINAZZO et al., 2010). Contudo, a densidade desta assembléia nos ambientes avaliados não exibiu evidências suficientes para confirmar a ocorrência de maior densidade de herbáceas em áreas florestais que sofreram a ação da fragmentação em relação a uma área conservada. Possivelmente, tal resultado esteja relacionado à elevada densidade das principais espécies de cada área, o que tornou inviável a comparação entre os ambientes. Desse modo, mais estudos que retratem a assembléia de herbáceas são necessários também em outras paisagens de floresta Atlântica nordestina para que seja possível detectar a influência da fragmentação florestal nos padrões de riqueza, diversidade e densidade de espécies herbáceas.

De modo geral, as famílias da assembléia de herbáceas inventariadas em Serra Grande são comuns a outras áreas florestais tropicais, sendo fortemente representadas neste estudo as famílias de monocotiledôneas, provavelmente, por apresentarem reprodução vegetativa eficiente. Espécies associadas à ambientes perturbados e conservados foram encontradas na área fragmentada e contínua, respectivamente. Neste sentido, também se pode observar divergência florístico-estrutural entre as áreas analisadas. Tal diferenciação pode ser resultado dos distintos valores dos parâmetros ambientais entre os habitats, que se mostraram correlacionados com a distribuição da vegetação herbácea, confirmando a sensibilidade das herbáceas às modificações das condições ambientais (PEREIRA et al., 2004; JURINITZ e BAPTISTA, 2007) e a intensa relação da vegetação com os fatores ambientais (KOZERA et al., 2009). Entretanto, ainda existem outras variáveis (como por exemplo, luminosidade, abertura de dossel, temperatura e umidade do ar, nível de antropização e proximidade a fontes de

sementes e propágulos) as quais não foram contempladas neste estudo e que podem estar interagindo com a assembléia de herbáceas. Por isso, torna-se importante a realização de mais estudos que enfoquem também tais variáveis ambientais, para que se possam detectar de maneira mais robusta as relações das mesmas na estruturação da assembléia de herbáceas de floresta Atlântica.

Além disso, a fragmentação florestal ao reduzir a diversidade de plantas, torna-se uma preocupação especial, pois a perda de espécies da assembléia de herbáceas pode ser imperceptível em curto prazo, mas pode desencadear consequências drásticas para a diversidade das florestas tropicais, que podem se tornar biologicamente homogêneas e perder espécies características de ambientes maduros.

A N E X O



Anexo 1: Regras de submissão da Biological Conservation.**DESCRIPTION**

Biological Conservation publishes the leading research in the discipline of conservation biology. The journal is globally relevant and international in scope. It publishes articles spanning a diverse range of fields that contribute to the biological, sociological, and economic dimensions of conservation and natural resource management. Biological Conservation has as its primary aim the publication of high-quality papers that advance the science and practice of conservation, or which demonstrate the application of conservation principles for natural resource management and policy, and which therefore will be of interest to a broad international readership. Biological Conservation invites the submission of research articles, reviews (including systematic reviews), short communications and letters dealing with all aspects of conservation science, including theoretical and empirical investigations into the consequences of human actions for the diversity, structure and function of terrestrial, aquatic or marine ecosystems. Such papers may include quantitative assessments of extinction risk, fragmentation effects, spread of invasive organisms, conservation genetics, conservation management, global change effects on biodiversity, landscape or reserve design and management, restoration ecology, or resource economics. Although the journal's coverage of interdisciplinary topics within conservation biology is highly relevant to scientists at academic, research and non-governmental institutions, the emphasis on the practical applications of conservation research also provide essential information for land/resource managers and policy makers charged with protecting biological diversity and ultimately implementing conservation science into conservation practice.

INTRODUCTION

Please read all information carefully and follow the instructions in detail when preparing your manuscript.

Manuscripts that are not prepared according to our guidelines will be sent back to authors without review. *Biological Conservation* encourages the submission of high-quality manuscripts that advance the science and practice of conservation, or which demonstrate the application of conservation principles for natural resource management and policy. Given the broad international readership of the journal, published articles should have global relevance in terms of the topics or issues addressed, and thus demonstrate applications for conservation or resource management beyond the specific system or species studied.

Types of paper

Word counts include text, references, figures and tables. Each figure or table should be considered equal to 300 words.

1. Full length articles (Research papers)

Research papers report the results of original research. The material must not have been previously published elsewhere. Full length articles are usually up to 8,000 words.

PREPARATION

Use of wordprocessing software

It is important that the file be saved in the native format of the wordprocessor used. The text should be in single-column format. Keep the layout of the text as simple as possible. Most formatting codes will be removed and replaced on processing the article. In particular, do not use the wordprocessor's options to justify text or to hyphenate words. However, do use bold face, italics, subscripts, superscripts etc. When preparing tables, if you are using a table grid, use only one grid for each individual table and not a grid for each row. If no grid is used, use tabs, not spaces, to align columns. The electronic text should be prepared in a way very similar to that of conventional manuscripts (see also the Guide to Publishing with Elsevier: <http://www.elsevier.com/guidepublication>). Note that source files of figures, tables and text graphics will be required whether or not you embed your figures in the text. See also the section on Electronic artwork. To avoid unnecessary errors you are strongly advised to use the 'spell-check' and 'grammar-check' functions of your wordprocessor. Set up your document one-sided, using double spacing and wide (3 cm) margins. Use continuous line numbering throughout the document. Avoid full justification, i.e., do not use a constant right-hand margin. Ensure that each new paragraph is clearly indicated. Number every page of the manuscript, including the title page, references tables, etc. Present tables and figure legends on separate pages at the end of the manuscript. Layout and conventions must conform with those given in this guide to authors. Journal style has changed over time so do not use old issues as a guide. Number all pages consecutively. Italics are not to be used for expressions of Latin origin, for example, *in vivo*, *et al.*, *per se*. Use decimal points (not commas); use a space for thousands (10 000 and above).

Cover letter

Submission of a manuscript must be accompanied by a cover letter that includes the following statements or acknowledgements: The work is all original research carried out by the authors. All authors agree with the contents of the manuscript and its submission to the journal. No part of the research has been published in any form elsewhere, unless it is fully acknowledged in the manuscript. Authors should disclose how the research featured in the manuscript relates to any other manuscript of a similar nature that they have published, in press, submitted or will soon submit to *Biological Conservation* or elsewhere. The manuscript is not being considered for publication elsewhere while it is being considered for publication in this journal. Any research in the paper not carried

out by the authors is fully acknowledged in the manuscript. All sources of funding are acknowledged in the manuscript, and authors have declared any direct financial benefits that could result from publication. All appropriate ethics and other approvals were obtained for the research. Where appropriate, authors should state that their research protocols have been approved by an authorized animal care or ethics committee, and include a reference to the code of practice adopted for the reported experimentation or methodology. The Editor will take account of animal welfare issues and reserves the right not to publish, especially if the research involves protocols that are inconsistent with commonly accepted norms of animal research. Please include a short paragraph that describes the main finding of your paper, and its significance to the field of conservation biology.

Article structure

Subdivision - numbered sections

Divide your article into clearly defined and numbered sections. Subsections should be numbered 1.1 (then 1.1.1, 1.1.2, ...), 1.2, etc. (the abstract is not included in section numbering). Use this numbering also for internal cross-referencing: do not just refer to 'the text'. Any subsection may be given a brief heading. Each heading should appear on its own separate line.

Introduction

State the objectives of the work and provide an adequate background, avoiding a detailed literature survey or a summary of the results.

Material and methods

Provide sufficient detail to allow the work to be reproduced. Methods already published should be indicated by a reference: only relevant modifications should be described.

Theory/calculation

A Theory section should extend, not repeat, the background to the article already dealt with in the Introduction and lay the foundation for further work. In contrast, a Calculation section represents a practical development from a theoretical basis.

Results

Results should be clear and concise.

Discussion

This should explore the significance of the results of the work, not repeat them. A combined Results and Discussion section is often appropriate. Avoid extensive citations and discussion of published literature.

Conclusions

The main conclusions of the study may be presented in a short Conclusions section, which may stand alone or form a subsection of a Discussion or Results and Discussion section.

Glossary

Please supply, as a separate list, the definitions of field-specific terms used in your article.

Appendices

If there is more than one appendix, they should be identified as A, B, etc. Formulae and equations in appendices should be given separate numbering: Eq. (A.1), Eq. (A.2), etc.; in a subsequent appendix, Eq. (B.1) and so on. Similarly for tables and figures: Table A.1; Fig. A.1, etc.

Essential title page information

- *Title*. Concise and informative. Titles are often used in information-retrieval systems. Avoid abbreviations and formulae where possible.
- *Author names and affiliations*. Where the family name may be ambiguous (e.g., a double name), please indicate this clearly. Present the authors' affiliation addresses (where the actual work was done) below the names. Indicate all affiliations with a lower-case superscript letter immediately after the author's name and in front of the appropriate address. Provide the full postal address of each affiliation, including the country name and, if available, the e-mail address of each author.
- *Corresponding author*. Clearly indicate who will handle correspondence at all stages of refereeing and publication, also post-publication. Ensure that telephone and fax numbers (with country and area code) are provided in addition to the e-mail address and the complete postal address. Contact details must be kept up to date by the corresponding author.
- *Present/permanent address*. If an author has moved since the work described in the article was done, or was visiting at the time, a 'Present address' (or 'Permanent address') may be indicated as a footnote to that author's name. The address at which the author actually did the work must be retained as the main, affiliation address. Superscript Arabic numerals are used for such footnotes.

Abstract

A concise and factual abstract is required (maximum length of 250 words). The abstract should state briefly the purpose of the research, the principal results and major conclusions. An abstract is often presented separately from the article, so it must be able to stand alone. For this reason, References should be avoided, but if essential, they must

be cited in full, without reference to the reference list. Also, non-standard or uncommon abbreviations should be avoided, but if essential they must be defined at their first mention in the abstract itself.

Graphical abstract

A Graphical abstract is optional and should summarize the contents of the article in a concise, pictorial form designed to capture the attention of a wide readership online. Authors must provide images that clearly represent the work described in the article. Graphical abstracts should be submitted as a separate file in the online submission system. Image size: Please provide an image with a minimum of 531×1328 pixels (h \times w) or proportionally more. The image should be readable at a size of 5×13 cm using a regular screen resolution of 96 dpi. Preferred file types: TIFF, EPS, PDF or MS Office files. See <http://www.elsevier.com/graphicalabstracts> for examples. Authors can make use of Elsevier's free Graphical abstract check to ensure the best display of the research in accordance with our technical requirements. 24-hour Graphical abstract check.

Highlights

Highlights are mandatory for this journal. They consist of a short collection of bullet points that convey the core findings of the article and should be submitted in a separate file in the online submission system. Please use 'Highlights' in the file name and include 3 to 5 bullet points (maximum 85 characters, including spaces, per bullet point). See <http://www.elsevier.com/highlights> for examples.

Stereochemistry abstract

For each important chiral compound you are requested to supply a stereochemistry abstract detailing structure, name, formula and all available stereochemical information for eventual incorporation into a database. An abstract for only one enantiomer per compound is required.

Keywords

Immediately after the abstract, provide a maximum of 6 keywords, using American spelling and avoiding general and plural terms and multiple concepts (avoid, for example, 'and', 'of'). Be sparing with abbreviations: only abbreviations firmly established in the field may be eligible. These keywords will be used for indexing purposes.

Abbreviations

Define abbreviations that are not standard in this field in a footnote to be placed on the first page of the article. Such abbreviations that are unavoidable in the abstract must be defined at their first mention there, as well as in the footnote. Ensure consistency of abbreviations throughout the article.

Acknowledgements

Collate acknowledgements in a separate section at the end of the article before the references and do not, therefore, include them on the title page, as a footnote to the title or otherwise. List here those individuals who provided help during the research (e.g., providing language help, writing assistance or proof reading the article, etc.).

Nomenclature and Units

Follow internationally accepted rules and conventions: use the international system of units (SI) for all scientific and laboratory data. If other quantities are mentioned, give their equivalent in SI. Common names must be in lower-case except proper nouns. All common names must be followed by a scientific name in parentheses in italics. For example, bottlenose dolphin (*Tursiops aduncus*). Where scientific names are used in preference to common names they should be in italics and the genus should be reduced to the first letter after the first mention. For example, the first mention is given as *Tursiops aduncus* and subsequent mentions are given as *T. aduncus*.

Math formulae

Present simple formulae in the line of normal text where possible and use the solidus (/) instead of a horizontal line for small fractional terms, e.g., X/Y. In principle, variables are to be presented in italics. Powers of e are often more conveniently denoted by exp. Number consecutively any equations that have to be displayed separately from the text (if referred to explicitly in the text).

Footnotes

Footnotes should be used sparingly. Number them consecutively throughout the article, using superscript Arabic numbers. Many wordprocessors build footnotes into the text, and this feature may be used. Should this not be the case, indicate the position of footnotes in the text and present the footnotes themselves separately at the end of the article. Do not include footnotes in the Reference list.

Table footnotes

Indicate each footnote in a table with a superscript lowercase letter.

Artwork

Electronic artwork

General points

- Make sure you use uniform lettering and sizing of your original artwork.
- Save text in illustrations as 'graphics' or enclose the font.
- Only use the following fonts in your illustrations: Arial, Courier, Times, Symbol.
- Number the illustrations according to their sequence in the text.
- Use a logical naming convention for your artwork files.

- Provide captions to illustrations separately.
- Produce images near to the desired size of the printed version.
- Submit each figure as a separate file.

A detailed guide on electronic artwork is available on our website:

<http://www.elsevier.com/artworkinstructions>. You are urged to visit this site; some excerpts from the detailed information are given here.

Formats

Regardless of the application used, when your electronic artwork is finalised, please 'save as' or convert the images to one of the following formats (note the resolution requirements for line drawings, halftones, and line/halftone combinations given below): EPS: Vector drawings. Embed the font or save the text as 'graphics'. TIFF: Color or grayscale photographs (halftones): always use a minimum of 300 dpi. TIFF: Bitmapped line drawings: use a minimum of 1000 dpi. TIFF: Combinations bitmapped line/halftone (color or grayscale): a minimum of 500 dpi is required. If your electronic artwork is created in a Microsoft Office application (Word, PowerPoint, Excel) then please supply 'as is'.

Please do not:

- Supply files that are optimised for screen use (e.g., GIF, BMP, PICT, WPG); the resolution is too low;
- Supply files that are too low in resolution;
- Submit graphics that are disproportionately large for the content.

Color artwork

Please make sure that artwork files are in an acceptable format (TIFF, EPS or MS Office files) and with the correct resolution. If, together with your accepted article, you submit usable color figures then Elsevier will ensure, at no additional charge, that these figures will appear in color on the Web (e.g., ScienceDirect and other sites) regardless of whether or not these illustrations are reproduced in color in the printed version. For color reproduction in print, you will receive information regarding the costs from Elsevier after receipt of your accepted article. Please indicate your preference for color: in print or on the Web only. For further information on the preparation of electronic artwork, please see <http://www.elsevier.com/artworkinstructions>. Please note: Because of technical complications which can arise by converting color figures to 'gray scale' (for the printed version should you not opt for color in print) please submit in addition usable black and white versions of all the color illustrations.

Figure captions

Ensure that each illustration has a caption. Supply captions separately, not attached to the figure. A caption should comprise a brief title (not on the figure itself) and a description of the illustration. Keep text in the illustrations themselves to a minimum but explain all symbols and abbreviations used.

Tables

Number tables consecutively in accordance with their appearance in the text. Place footnotes to tables below the table body and indicate them with superscript lowercase letters. Avoid vertical rules. Be sparing in the use of tables and ensure that the data presented in tables do not duplicate results described elsewhere in the article.

References

Citation in text - Please ensure that every reference cited in the text is also present in the reference list (and vice versa). Any references cited in the abstract must be given in full. Unpublished results and personal communications are not recommended in the reference list, but may be mentioned in the text. If these references are included in the reference list they should follow the standard reference style of the journal and should include a substitution of the publication date with either 'Unpublished results' or 'Personal communication' Citation of a reference as 'in press' implies that the item has been accepted for publication.

Web references - As a minimum, the full URL should be given and the date when the reference was last accessed. Any further information, if known (DOI, author names, dates, reference to a source publication, etc.), should also be given. Web references can be listed separately (e.g., after the reference list) under a different heading if desired, or can be included in the reference list.

References in a special issue - Please ensure that the words 'this issue' are added to any references in the list (and any citations in the text) to other articles in the same Special Issue.

Reference management software - This journal has standard templates available in key reference management packages EndNote (<http://www.endnote.com/support/enstyles.asp>) and Reference Manager (<http://refman.com/support/rmstyles.asp>). Using plug-ins to wordprocessing packages, authors only need to select the appropriate journal template when preparing their article and the list of references and citations to these will be formatted according to the journal style which is described below.

Reference style

Text: All citations in the text should refer to: 1. *Single author:* the author's name (without initials, unless there is ambiguity) and the year of publication; 2. *Two authors:* both authors' names and the year of publication; 3. *Three or more authors:* first author's name followed by 'et al.' and the year of publication. Citations may be made directly (or parenthetically). Groups of references should be listed first alphabetically, then

chronologically. Examples: 'as demonstrated (Allan, 2000a, 2000b, 1999; Allan and Jones, 1999). Kramer et al. (2010) have recently shown ...' *List*: References should be arranged first alphabetically and then further sorted chronologically if necessary. More than one reference from the same author(s) in the same year must be identified by the letters 'a', 'b', 'c', etc., placed after the year of publication.

Examples:

Reference to a journal publication:

Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2010. The art of writing a scientific article. *J. Sci. Commun.* 163, 51–59.

Reference to a book:

Strunk Jr., W., White, E.B., 2000. *The Elements of Style*, fourth ed. Longman, New York.

Reference to a chapter in an edited book:

Mettam, G.R., Adams, L.B., 2009. How to prepare an electronic version of your article, in: Jones, B.S., Smith, R.Z. (Eds.), *Introduction to the Electronic Age*. E-Publishing Inc., New York, pp. 281–304.

Supplementary data

Elsevier accepts electronic supplementary material to support and enhance your scientific research. Supplementary files offer the author additional possibilities to publish supporting applications, highresolution images, background datasets, sound clips and more. Supplementary files supplied will be published online alongside the electronic version of your article in Elsevier Web products, including ScienceDirect: <http://www.sciencedirect.com>. In order to ensure that your submitted material is directly usable, please provide the data in one of our recommended file formats. Authors should submit the material in electronic format together with the article and supply a concise and descriptive caption for each file. For more detailed instructions please visit our artwork instruction pages at <http://www.elsevier.com/artworkinstructions>.