



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
CURSO DE MESTRADO**

MARIA AMANDA MENEZES SILVA

**EFEITO DE BORDA NA ESTRUTURA E NA DINÂMICA ESPAÇO-
TEMPORAL DE UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO
NORDESTE DO BRASIL**

RECIFE-PE
2010

MARIA AMANDA MENEZES SILVA

**EFEITO DE BORDA NA ESTRUTURA E NA DINÂMICA ESPAÇO-
TEMPORAL DE UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO
NORDESTE DO BRASIL**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais.

Orientadora: Dr^a. Maria Jesus Nogueira Rodal

Co-orientador: Dr. André Laurênio de Melo

RECIFE-PE
2010

MARIA AMANDA MENEZES SILVA

**EFEITO DE BORDA NA ESTRUTURA E NA DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DE
UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL**

Aprovada em 19/02/2010

Orientadora:

Prof^ª Dr^ª Maria Jesus Nogueira Rodal
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

Examinadores:

Prof^ª Dr^ª Francisca Soares de Araújo - Titular
Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof^º Dr. Antônio Carlos Galvão de Melo - Titular
Instituto Florestal do Estado de São Paulo - IFSP

Prof^º Dr. Luiz Carlos Marangon – Titular
Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE

Prof^ª Dr^ª Lúcia de Fatima de Carvalho Chaves – Suplente
Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE

DEDICO

A minha família, minha fortaleza.

OFEREÇO

*A Mari, pelo exemplo de vida que representa.
Uma verdadeira guerreira.*

AGRADECIMENTOS

À Deus por sempre guiar meu caminho.

A meus pais Lindoval e Iza, a minha amada irmã Thays e as minhas tias Damiana e Albertina, por todo amor, apoio e confiança.

A minha orientadora Maria Jesus Nogueira Rodal (Mari), pela competência, dedicação, paciência e, acima de tudo amizade. Aos professores André Laurênio (co-orientador) e Everardo Sampaio pelas importantes contribuições fornecidas para a realização deste trabalho.

À coordenação, aos professores e demais funcionários do PPGCF, pelas valiosas contribuições em minha formação. Aos coordenadores e pesquisadores do projeto Fragmentos pelo apoio logístico, dedicação e amizade, especialmente à professora Ana Carolina B. Lins-e-Silva e à Michelle Trindade. À FACEPE pelo auxílio financeiro.

À turma da pós-graduação, especialmente a Tassi, Rosival, Tarcísio e Kleibiana. Aos amigos do LAFIT/UFRPE Tânia, Diego, Ladivânia e Airton pela ajuda no desenvolvimento deste trabalho, e pelos momentos de aprendizado e descontração.

Ao Sr. Alexandre, pela ajuda, presença, conselhos, amizade. A Marquinhos, Geninho e Sr. Lenilson, pela ajuda indispensável nos trabalhos de campo.

À Poliana, por ter sido amiga e companheira em todos os momentos, os quais sem ela não teriam sido os mesmos. Capote, obrigada por tudo!

A meus grandes amigos Agna, Aldeni, Fernanda, Guilherme, Lidé, Lucas, Luciano, Marta Maria, Patrícia, Romário, Sarah, Séfora e Wanessa pelo apoio, confiança e amizade.

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

RESUMO

O efeito de borda altera estrutura e dinâmica da vegetação em fragmentos florestais, a partir da hipótese foi quantificada a influência de borda no dossel e no sub-bosque de um fragmento de Mata Atlântica em Igarassu, PE. Foram utilizados dois transectos de 10×100 m, perpendiculares à borda e um de 20×50 m no interior do fragmento, divididos em parcelas de 10×10 m, onde foram coletadas amostras de solo entre 0 e 20 cm de profundidade para análises químicas e granulométricas. A amostragem foi dividida em borda (0-50m), situação intermediária (50-100m) e interior (280 m do limite florestal), sendo medidos e etiquetados todos os indivíduos vivos com diâmetro do caule a altura do peito (DAP) $\geq 4,77$ cm. Em um dos vértices das parcelas de 10×10 m foram plotadas parcelas de 5×5 m para análise do sub-bosque lenhoso: plantas com diâmetro do caule ao nível do solo $> 0,96$ cm e DAP $< 4,77$ cm. O dossel apresentou maior número de indivíduos e maior riqueza na borda, enquanto que, no sub-bosque lenhoso, número de indivíduos, área basal e riqueza foram maiores no interior. A maior dinâmica, tanto no dossel quanto no sub-bosque, foi no interior, devido à entrada de indivíduos e o maior crescimento dos remanescentes. A análise de correspondência canônica mostrou que o solo não interferiu na distribuição das espécies. Os resultados indicam que a borda do fragmento encontra-se selada, uma vez que a maioria das premissas levantadas foram confirmadas.

Palavras chave: Abundância, mortalidade, riqueza, variação espacial, variação temporal

ABSTRACT

The edge effects alter structure and vegetation dynamics in forest fragments, from the hypothesis was quantified the influence of edge in the canopy and understory of a fragment of Atlantic Forest in Igarassu, PE. We used two transects of 10×100 m, perpendicular to the edge and a 20×50 m within the fragment divided into plots of 10×10 m was collected soil samples from 0 to 20 cm depth for chemical and physical analysis. The sample was divided into edge (0-50m), an intermediate (50-100m) and interior (280 m from the tree line), measured and tagged all individuals living with stem diameter at breast height (DBH) $> 4,77$ cm. In one corner of the plots of 10×10 m plots were plotted for 5×5 m for analysis of understory woody, plants with stem diameter at ground level > 0.96 cm and < 4.77 cm. The canopy had a higher number of individuals and greater wealth at the edge, while in the understory woody, number of individuals, basal area and richness were higher in the interior. The more dynamic, both in the canopy and the understory was inside due to the entry of individuals and the further growth of remaining. A canonical correspondence analysis showed that the soil did not affect the distribution of species. The results indicate that the edge of the fragment is sealed, since most of the assumptions raised were confirmed.

Keywords: Abundance, mortality, richness, spatial variation, temporal variation

LISTA DE FIGURAS

- | | Pág. |
|--|------|
| Figura 1 – Diagramas de Venn contendo os valores de riqueza, diversidade, equabilidade e índice de similaridade de Sørensen de 10 parcelas de 10 × 10 m para o dossel (A) e de 10 parcelas de 5 × 5 m para o sub-bosque (B) na Mata de Zambana, Igarassu, PE. Valores de diversidade e equabilidade representam a média das 10 parcelas de cada ambiente. As letras indicam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) entre os ambientes. | 27 |
| Figura 2 – Expressão gráfica da análise de correspondência canônica (CCA), baseadas na distribuição do número de indivíduos de 22 espécies em 30 parcelas de 10 × 10 m para o dossel (A) e de 39 espécies em 30 parcelas de 5 × 5 m para o sub-bosque (B) na Mata de Zambana em Igarassu, PE, e sua correlação com as variáveis ambientais utilizadas, nos dois primeiros eixos de ordenação. | 33 |

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1 - Dinâmica e parâmetros fisionômicos analisados nas amostragens de 2005 e 2008 do dossel e do sub-bosque lenhoso da Mata de Zambana, Igarassu, PE. No dossel e no sub-bosque foram amostrados 0,1 e 0,025 ha por ambientes, respectivamente. As letras maiúsculas representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) entre 2005 e 2008, e as minúsculas entre borda, situação intermediária e interior, em 2005 e, em 2008. Entre parênteses, está o número de indivíduos que deixou de ser amostrado, devido a descontinuidade do critério de inclusão.	25
Tabela 2 – Densidades relativas das espécies amostradas no dossel e no sub-bosque lenhoso em dois levantamentos (2005 e 2008) e em ambientes distintos, na Mata de Zambana, Igarassu, PE. * - Indica o ambiente e o estrato no qual a espécie foi indicadora.	28
Tabela 3 - Variáveis químicas e granulométricas do solo dos três ambientes da Mata de Zambana, Igarassu, PE. (médias \pm desvios-padrão). As letras maiúsculas representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) entre os ambientes.	32
Tabela 4 – Resumo dos resultados das análises de correspondência canônica (CCA) da abundância de 22 espécies do dossel distribuídas em 30 parcelas de 10 x 10 m e 39 espécies do sub-bosque lenhoso distribuídas em 30 parcelas de 5 x 5 m, utilizadas para amostrar a Mata de Zambana em Igarassu, PE, em interação com as variáveis ambientais e os testes de permutação de Monte Carlo para os dois primeiros eixos. São fornecidos resultados dos dois primeiros eixos de ordenação.	32

SUMÁRIO

	Pág.
RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	ix
1 INTRODUÇÃO	11
2 REVISÃO DE LITERATURA	13
2.1 FRAGMENTAÇÃO E EFEITO DE BORDA	13
2.2 DINÂMICA	15
2.3 GRUPOS FUNCIONAIS	17
3 MATERIAL E MÉTODOS	20
3.1 ÁREA DE ESTUDO	20
3.2 COLETA E TRATAMENTO DE DADOS	21
4 RESULTADOS	23
4.1 ESTRUTURA E DINÂMICA	23
4.2 DIVERSIDADE E PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO	26
5 DISCUSSÃO	34
5.1 ESTRUTURA	34
5.2 DINÂMICA	34
5.3 DIVERSIDADE E PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO	35
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	36
REFERÊNCIAS	36

1 INTRODUÇÃO

Diversos estudos têm sido gerados sobre o impacto da fragmentação florestal no que se refere a redução da área, idade de formação da borda, forma e da heterogeneidade dos habitats na coexistência de espécies (LAURANCE et al., 2006; GASCON et al., 1999; FAHRIG, 2003; HARPER et al., 2005), investigando padrões ou processos ecológicos em diversas escalas espaciais e temporais. É fato que o desmatamento está ocorrendo em um ritmo alarmante nas terras baixas tropicais (LAURANCE, 1999), sendo que, em muitas dessas florestas, há maioria dos fragmentos são pequenos (<100 ha), e isolados, a exemplo da outrora vasta área da Floresta Atlântica do Nordeste do Brasil (RANTA et al., 1998; TRINDADE et al., 2008). A esse respeito, Ribeiro et al. (2009) observaram que, daquela floresta, que no passado cobria cerca de 150 milhões de hectares, hoje restam apenas 16,377,472 ha, 11,73% da sua vegetação original.

Sabe-se que embora apenas a preservação de grandes áreas de floresta tropical possa salvar a maior parte da biota, pesquisas têm demonstrando que um número considerável de espécies florestais pode persistir por décadas na floresta fragmentada, apesar do desaparecimento de grandes vertebrados, mais suscetíveis à fragmentação do habitat (TURNER; CORLETT, 1999). Além disso, há acordo que o entendimento da dinâmica de florestas tropicais é crítico para a conservação da biodiversidade (McLAREN; McDONALD, 2005). Sobre o conceito de dinâmica, Pickett; Cadenasso; Meiners (2008) observaram tratar-se da forma como a composição de espécies e a abundância de plantas de um determinado local mudam através do tempo e do espaço. Ainda nesse sentido, Lawes et al. (2004) reconheceram que o conhecimento de como ocorre a regeneração de espécies arbóreas é importante para avaliar a dinâmica das florestas em paisagens fragmentadas.

Entre os principais efeitos de fragmentação em pequenos remanescentes, a literatura relata a mortalidade de árvores (LAURANCE et al., 2000) e aumento do efeito de borda (KAPOS et al., 1997; SIZER; TANNER, 1999). Tais mudanças estão intimamente relacionadas aos distúrbios no ambiente, sejam eles naturais ou antrópicos (GLENN-LEWIN; VAN DER MAAREL, 1992). Na perspectiva de que distúrbios levam a alterações na disponibilidade de recursos para a colonização de plantas, existe consenso que a dinâmica depende da disponibilidade da área (situação da área após distúrbio), da disponibilidade das espécies (capacidade da espécie sobreviver ou ocupar áreas após distúrbio) e do desempenho delas no ambiente (atividades que a espécie emprega para sobreviver) (PICKETT;

CADENASSO; MEINERS, 2008). A literatura tem relatado que ambientes pós-distúrbio, onde o fator limitante é a luz, o processo de dinâmica vegetal é iniciado por espécies colonizadoras, as quais apresentam, em geral, atributos tais como tolerância à alta insolação e à escassez de nutrientes, sendo substituídas com o passar do tempo por espécies melhor competidoras (PICKETT; CADENASSO, 2005).

Em ambientes de bordas recém-criadas, há redução da densidade e da biomassa das árvores do dossel, aumento da densidade e da biomassa do sub-bosque (incluídas as plantas da regeneração do dossel), da mortalidade, do recrutamento, do crescimento e da reprodução nos dois estratos e da riqueza de espécies, principalmente das adaptadas a altas taxas de luminosidade (BENITEZ-MALVIDO, 1998; LAURANCE et al., 2001; HARPER et al., 2005; LAURANCE et al., 2006; SANTOS et al., 2008). Sabe-se que as espécies que dominam inicialmente após distúrbio crescem mais rápido, apresentam altos níveis de fotossíntese (POORTER et al., 2008) e ciclos de vida mais curtos (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Em contraste, plântulas e indivíduos jovens de espécies dominantes do dossel fechado tendem a não tolerar altos níveis de luz ou a rápida perda de água associada à alta taxa fotossintética (PICKETT; CADENASSO, 2005; POORTER et al., 2008). No entanto, em função do tempo de formação da borda, ela pode tornar-se “selada”, e a distância e magnitude de influencia da borda tende a diminuir, passando a apresentar características semelhantes à de florestas maduras (HARPER et al., 2005).

Nessa perspectiva, esse trabalho visa caracterizar a influencia da dinâmica, em plantas do dossel e do sub-bosque, em um intervalo de três anos (2005-2008), em ambientes de borda, formado a cerca de 35 anos, e interior de um fragmento de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil, um dos 34 *hotspots* mundiais (MYERS et al., 2000). Em função do tempo de formação da borda e de seu possível selamento espera-se que o dossel do ambiente de borda apresente menor densidade, menos caules finos e menor área basal que o dossel do interior; que o sub-bosque da borda apresente maior densidade e maiores diâmetros que o sub-bosque do interior; que tanto o dossel quanto o sub-bosque do ambiente de borda apresentem riqueza e abundância de espécies intolerantes à sombra semelhantes ao interior, bem como taxas de mortalidade e recrutamento semelhantes ao dossel e ao sub-bosque do interior. Espera-se que os resultados deste estudo sejam incorporados na gestão e conservação de fragmentos florestais na Floresta Atlântica nordestina.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 FRAGMENTAÇÃO E EFEITO DE BORDA

A influência humana na paisagem pode produzir mosaicos com regularidade dos perímetros bastante variada, deixando fragmentos de vegetação natural isolados e rodeados por um ecossistema distinto do original (METZGER, 2001; BENÍTEZ-MALVIDO; ARROYO-RODRÍGUEZ, 2008). A fragmentação é uma das causas da redução da quantidade de habitats, do aumento no número de fragmentos, com decréscimo no tamanho, e do aumento do isolamento entre eles (FAHRIG, 2003; BENÍTEZ-MALVIDO; ARROYO-RODRÍGUEZ, 2008). Ranta et al. (1998), em seu trabalho sobre características geográficas de 1.839 fragmentos na mata sul de Pernambuco, observaram que a maioria era de pequenos fragmentos (< 10 ha), distante uns dos outros mais de 350 m, e que neles o ambiente de borda (considerada até 60m) excedia a área do interior florestal ou ocupava mais de 90% da área do fragmento se fosse até 300 m, e alertaram que esta situação poderia levar à extinção local de espécies e habitats.

Trindade et al. (2008), ao analisarem os atributos espaciais e as mudanças na paisagem, quantificaram a perda de habitat e o isolamento dos fragmentos na Usina São José, em Igarassu, PE. Verificaram que, entre 1975 e 2005, a cobertura da floresta madura e o número de fragmentos da usina decresceram de 46% e 153 fragmentos para 24% e 106 fragmentos, que o tamanho médio dos fragmentos reduziu-se de 83,5 ha para 61,1 ha e que a distância média entre eles aumentou de 78 m para 441 m. O padrão de distribuição dos fragmentos mudou de agrupado para randômico, isto é considerado muito crítico para estratégias de conservação.

Em função da acelerada fragmentação da vegetação nativa na região neotropical, especialmente nas florestas, tem crescido o número de estudos ecológicos, tanto sobre a perda de habitat (FAHRIG, 2003), quanto sobre as alterações causadas pelo efeito de borda no microclima (TURTON; FREIBURGER, 1997), na estrutura e composição da vegetação (CASENAVE; PELOTTO; PROTOMASTRO, 1995; BENITEZ-MALVIDO, 1998; OOSTEHOONRN; KAPELLE, 2000; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004; SILVA, 2008a; SILVA, 2008b; SANTOS et al., 2008), nas suas interações (DIDHAM, 1997), e na dinâmica das populações de plantas (LIEBERMAN et al., 1985; FERREIRA; LAURANCE, 1997; LAURANCE et al., 1998a; GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003; OLIVEIRA;

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

GRILLO; TABARELLI, 2004; NASCIMENTO; LAURANCE, 2006; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; SANTOS et al., 2008).

A importância das bordas reside no fato destas intermediarem os fluxos de matéria, energia, organismos e informações entre as unidades na paisagem e assim causarem alterações nos processos biológicos e na composição e estrutura do ecossistema (CADENASSO et al., 2003). Dependendo de vários fatores, o efeito de borda pode variar de 50 m (MURCIA, 1995; SILVA et al., 2008b) até centenas de metros para dentro da floresta (LAURANCE et al., 1998a).

Sabe-se que o efeito de borda causa três tipos de alterações no ambiente (MURCIA, 1995; BENÍTEZ-MALVIDO; ARROYO-RODRÍGUEZ, 2008): abióticas (alterações microclimáticas, tais como temperaturas do ar, umidade do ar e do solo, déficit da pressão de vapor e intensidade de luz), bióticas diretas (densidade, estrutura, mortalidade, recrutamento, distribuição e composição de espécies) e bióticas indiretas (interações entre espécies, predação e parasitismo). Tais alterações causam uma série de modificações estruturais (sensu KENT; COOKER, 1994) e de composição perto da borda (HARPER et al., 2005). Essas mudanças afetam a dinâmica da vegetação e, com o tempo, estabelecem-se comunidades com composições de espécies distintas da original e da comunidade do interior dos fragmentos (MURCIA, 1995).

A respeito das mudanças causadas pelo efeito de borda, Harper et al. (2005) relataram que, em um primeiro momento, há redução da cobertura do dossel, da densidade e da biomassa de árvores e, como processos secundários, ocorrem aumento da mortalidade, do recrutamento, do crescimento e da reprodução, nos ambientes de borda, e que há mudanças secundárias como aumento da densidade, da área basal do sub-bosque e da riqueza de espécies, principalmente das adaptadas a altas taxas de luminosidade.

As mudanças na composição de espécies de plantas podem ocorrer devido ao aumento no recrutamento e na densidade de espécies arbóreas pioneiras (SIZER; TANNER, 1999; BENÍTEZ-MALVIDO; ARROYO-RODRÍGUEZ, 2008), ao aumento na densidade de cipós adaptados a locais perturbados (LAURANCE et al., 2001) e a diminuição na densidade de plântulas de espécies tardias (BENITEZ-MALVIDO, 1998).

A influência da borda tem sido um dos tópicos de maior interesse nos estudos dos padrões e processos na paisagem durante as últimas décadas (HARPER et al., 2005). O conhecimento de como a fragmentação afeta o ambiente é fundamental, uma vez que determina a composição florística dos remanescentes (WILLIAMS-LINERA; DOMÍNGUEZ-

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

GASTELÚ; GARCIA-ZURITA, 1998; LAURANCE et al., 2006). No Brasil, tem crescido a quantidade de estudos que visam a esse conhecimento, tais como os realizados em Minas Gerais, por Oliveira-Filho et al. (2007) sobre o efeito de borda, na Amazônia, por Laurance et al. (1998a), que avaliaram ainda do efeito de área e da idade do fragmento, e em Alagoas, por Santos et al. (2008), com efeito de borda e de área. Em Pernambuco, foram realizados trabalhos analisando a distância de influência da borda (SILVA, 2008b), a influência da borda e da topografia na estrutura do dossel e sub-dossel (SILVA, 2008a), a estrutura do sub-bosque lenhoso (GOMES et al., 2009) e a dinâmica e estrutura do dossel (HOLANDA, 2008). O entendimento desses processos permite definir técnicas de manejo mais adequadas para conservação da comunidade (GRUBB, 1977; RODRIGUES; MARTINS; BARROS, 2004).

2.2 DINÂMICA

Desde meados da década de 70, os ecólogos se preocupam com a questão do equilíbrio e da estabilidade da comunidade, e reconhecem que essa questão não pode ser discutida sem uma escala espacial e temporal definida, pois mudanças na comunidade são contínuas e dependentes da escala (CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1992).

Desta forma, a instalação e monitoramento de redes de parcelas permanentes são pré-requisitos importantes para a investigação da diversidade e dos processos ecológicos da floresta tropical (PHILLIPS; NUÑEZ; TIMANÁ, 1998). A finalidade dessas redes teve, inicialmente, foco nas questões de estrutura e funcionamento e posteriormente expandiu-se para incluir o manejo, sobretudo nos aspectos de economia dos recursos florestais, dinâmica da extração sustentável e mudanças na comunidade de árvores com as mudanças climáticas (CONDIT, 1995).

A constatação de que, na atualidade, as redes de parcelas permanentes podem variar em termos de forma e tamanho, assim como critérios de inclusão e que os métodos de cálculo para taxas anuais de mortalidade podem diferir, fez com que Lieberman et al. (1985), Rolim; Couto; Jesus (1999) e Lewis et al. (2004) argumentassem que é preciso ter bastante cuidado ao comparar taxas. Além disso, observaram que o histórico de uso, a tipologia florestal (se mais úmida ou seca) e a altitude também podem influenciar estas taxas.

Rolim; Couto; Jesus (1999) e Lewis et al. (2004) afirmaram que ainda há muita discussão se as taxas de mortalidade e recrutamento declinam com um aumento no intervalo de censos, uma vez que a flutuação pode ser mascarada em períodos mais curtos de

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

monitoramento ou intervalos muito longos entre as medições. Estes mesmos autores mostraram que uma floresta com taxa de mortalidade de 2% medida em intervalo de um ano pode, em média, ter taxa de mortalidade de 1,88% em intervalo de 20 anos e de 1,77% em intervalo de 50 anos, o que sugere a importância de intervalos curtos entre medições e de períodos longos para estudos sobre a dinâmica de florestas.

Dinâmica em florestas tropicais tem sido tema de inúmeros trabalhos de revisão. Phillips et al. (1994) analisaram a dinâmica e a riqueza de espécies arbóreas de 25 florestas maduras em diferentes regiões tropicais e observaram que três florestas amazônicas tiveram maior mortalidade e quatro maior recrutamento do que qualquer floresta tropical madura conhecida e medida com escalas temporais comparáveis. Swaine; Lieberman; Putz (1987) em estudo sobre florestas tropicais de três continentes e perceberam que, em muitas florestas estudadas, a mortalidade variou entre 1 e 2% e foi independente da classe de diâmetro, sendo negativamente correlacionada com taxa de crescimento. No México e na Costa Rica, Chazdon et al. (2007) descreveram dois estudos de casos, analisando a cronossequência e a dinâmica de árvores em campos agrícolas e pastagens abandonadas, nos quais consideraram os seguintes atributos: densidade de caules, área basal, densidade, riqueza e composição de espécies. Observaram que as composições de espécies de árvores de locais com diferentes idades diferiram mais do que a composição de um único local acompanhado ao longo do tempo e que o acúmulo de área basal esteve mais relacionado com as taxas de crescimento das árvores do que com as mudanças na densidade devido ao recrutamento e a mortalidade.

No Brasil diferentes grupos de pesquisa tem se dedicado ao estudo das mudanças temporais e espaciais ocorrentes nas comunidades, no Amazonas (LAURANCE et al., 1998a; MESQUITA; DELAMÔNICA; LAURANCE, 1999; LAURANCE et al., 2009), em Minas Gerais (WERNECK; FRANCESCHINELLI; TAMEIRÃO-NETO, 2000; APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; HIGUCHI et al., 2008), em São Paulo (VIANA; TABANEZ; BATISTA, 1997; DURIGAN et al., 2000; DISLICH; CERSÓSIMO; MANTOVANI, 2001; GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003; DURIGAN et al., 2008) e no Espírito Santo (ROLIM; COUTO; JESUS, 1999).

O processo de fragmentação leva a heterogeneidade espacial, influenciando as taxas de dinâmica em função das diferentes respostas das espécies (HIGUCHI et al., 2008). Um dos padrões de heterogeneidade espacial mais estudado em áreas fragmentadas refere-se à dicotomia entre borda e interior do fragmento florestal, preconizando uma dinâmica mais

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

acelerada na borda que no interior (FERREIRA; LAURANCE, 1997; LAURANCE et al., 1998b; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007).

Estimativas das taxas de mortalidade e recrutamento em ambientes naturais e perturbados são fundamentais para que se possa compreender o processo de substituição de espécies e, conseqüente, de manutenção da diversidade biológica em florestas tropicais (PHILLIPS et al., 1994; LEWIS et al., 2004).

Entretanto, taxas de mortalidade são baseadas em modelos que assumem a homogeneidade da população, cada membro com probabilidade igual ou constante de morrer (SHEIL; BURSLEM; ALDER, 1995). Certamente, parcelas na floresta tropical não são homogêneas com respeito à mortalidade, recrutamento ou *turnover* de suas sub-populações. Exemplos incluem possíveis diferenças nas taxas de mortalidade pelo tamanho das classes, diferindo com indivíduos da mesma espécie ocupando diferentes microambientes, além da base genética que é própria de cada indivíduo (LEWIS et al., 2004). Para a mesma espécie, na mesma classe de diâmetro, alguns indivíduos podem não crescer devido à competição e outros fatores, tais como predação, herbivoria e patógenos, enquanto outros, livres de competição, podem crescer mais, causando variação (FELFILI, 1995).

2.3 GRUPOS FUNCIONAIS

Sucessão ou dinâmica de vegetação, de acordo com Pickett; Cadenasso; Meiners (2008) é a forma como a composição de espécies e a arquitetura tridimensional de plantas de um local especificado muda através do tempo. A idéia fundamental é que os atributos das plantas associados ao ambiente predominante determinam a natureza dos grupos de plantas que podem existir em um espaço. Alguns desses atributos têm influência no estabelecimento, sobrevivência e aptidão dos grupos de plantas, que mostram diferentes habilidades na forma como adquirir, usar e conservar recursos (REICH et al., 2003).

Em anos recentes, os ecologistas têm aumentado a ênfase de classificações não filogenéticas dos organismos para descrever a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas (GITAY; NOBLE, 1997). Conseqüentemente, a classificação ecológica tem sido amplamente usada para plantas, com propostas que unem o conhecimento de como plantas com atributos semelhantes estão agrupadas, distribuídas geograficamente e dentro da paisagem, bem como sua interação com o ambiente abiótico e biótico (WESTOBY; LEISHMAN, 1997).

Grupos de espécies, definidos por conjuntos de atributos ecológicos similares, têm recebido vários termos: guildas, tipos funcionais, grupos funcionais, grupos estrutura-função, síndromes adaptativas, grupos de espécies e grupos ecológicos (WILSON, 1999). No entanto, alguns autores têm sugerido que podem ser feitas distinções entre alguns termos, como guildas e tipos funcionais, onde guilda estaria ligada ao uso do recurso (GITAY; NOBLE, 1997) e tipos funcionais às respostas das espécies a distúrbios (LAVOREL et al., 1997).

De acordo com Lavorel et al. (1997), estudos que tenham por objetivo identificar atributos relacionados a distúrbios, podem ser divididos em três categorias biológicas: forma de vida, morfologia da planta e características de regeneração. Os grupos de espécies podem diferir de acordo com o atributo ou conjunto de atributos considerado (LAVOREL et al., 1997). Assim, uma única espécie pode pertencer a mais de uma categoria de grupo funcional, podendo possuir um número de diferentes características analisadas e ser classificada como membro de um grupo funcional por uma característica e de outro grupo por outra característica (MOONEY, 1997).

A escolha das características analisadas depende do objetivo do trabalho, do ambiente analisado e do método de análise utilizado (WILSON, 1999). As mesmas características podem ser usadas em diferentes estudos, mas a diferença metodológica e de definição dos atributos torna difícil a comparação entre eles (McINTYRE et al., 1999a). A idéia de testar um conjunto de dados unificados (WEIHER et al., 1999) e usar uma metodologia uniforme (McINTYRE et al., 1999b) é um grande desafio, devido as milhares de escolhas, restrições e interesses de cada pesquisa.

Dentro de cada grupo de atributos, métodos multivariados, tais como ordenação, são usados para analisar como a composição da comunidade responde ao distúrbio. Tais métodos procuram conciliar técnicas indutivas e dedutivas para classificação funcional, onde atributos são usados para desenhar um perfil de espécies características de diferentes regimes de distúrbios (LAVOREL et al., 1997; WOODWARD; SMITH; SHUGART, 1997).

Os diferentes distúrbios podem ter efeitos distintos na disponibilidade de recursos para colonização de plantas, uma vez que podem ocorrer em escala mais detalhada como a queda de uma única árvore em uma floresta, até escalas mais extensivas como a abertura do dossel da floresta causada por um furacão, com conseqüentes mudanças no ambiente (PICKETT; CADENASSO, 2005). Para que essas mudanças ocorram é necessário que exista a disponibilidade da área (situação da área após distúrbio), disponibilidade das espécies (capacidade da espécie sobreviver ou ocupar áreas após distúrbio) e o desempenho delas no

ambiente (atividades que a espécie emprega para sobreviver) (PICKETT; CADENASSO; MEINERS, 2008).

A localização e a substituição dessas espécies adaptadas a ambientes perturbados, onde o fator limitante é a luz, têm sido amplamente discutidas (PICKETT; CADENASSO, 2005). Esses autores argumentaram que das duas hipóteses a respeito da composição de espécies ao longo da sucessão, a hipótese da florística inicial, que prediz que as espécies que vão dominar a comunidade estão presentes no começo da sucessão, parece ser menos plausível que a hipótese de mudança florística, a qual propõe que os processos de sucessão vegetal devem, teoricamente, ser iniciados por espécies pioneiras, as quais apresentariam, em geral, atributos tais como tolerância à alta insolação e à escassez de nutrientes, sendo substituídas com o passar do tempo. A respeito dessas mudanças, Budowski (1965) argumentou que com o avanço do tempo, os processos ecológicos modificariam o ambiente e seriam por ele modificados, permitindo a entrada de espécies mais tardias, tendendo a um estado mais complexo e mais estável, denominado clímax. No entanto, o processo sucessional não assume direcionalidade e/ou terminação e definições com direcionalidade progressiva e um ponto final estável podem ser considerados casos especiais de dinâmica (PICKETT; CADENASSO, 2005; PICKETT; CADENASSO; MEINERS, 2008).

Mesmo não havendo essa direcionalidade e/ou terminação, alguns autores analisaram atributos e agruparam as espécies de acordo com a segunda hipótese. Trabalhos como o de Budowski (1965) analisaram e classificaram as árvores da floresta neotropical úmida em quatro grupos (pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax), propondo a relação entre os estágios sucessionais e a distribuição de espécies na floresta, através de características como taxa de incremento diamétrico, mecanismos de dispersão e dureza da madeira, entre outras. Padrões gerais e informações mais simples foram propostos por Swaine; Whitmore (1988), que agruparam as espécies como pioneiras (necessitam de luz solar para germinar, sobreviver e crescer) e não pioneiras ou clímax (germinam na sombra ou raramente no sol e as plantas podem sobreviver e crescer na sombra).

A classificação de espécies tolerantes freqüentemente baseia-se em observações, mas às vezes são utilizados métodos para medir a distribuição de luz no habitat ou na sobrevivência de grupos de espécies em ambientes com pouca luz (REICH et al., 2003). Atualmente, há indícios de que os processos de sucessão são modificados com a fragmentação e a criação de bordas (RODRIGUES; NASCIMENTO, 2006). Em ambientes de borda, há aumento na riqueza, na densidade e na área basal de espécies adaptadas a altas taxas de

luminosidade (HARPER et al., 2005; LAURANCE et al., 2006; SANTOS et al., 2008). Além disso, essas espécies que dominam inicialmente após distúrbio crescem mais rápido, apresentando altos níveis de fotossíntese (POORTER et al., 2008). Em contraste, plântulas e indivíduos jovens de espécies dominantes do dossel fechado podem não tolerar altos níveis de luz ou a rápida perda de água associada à alta taxa fotossintética (PICKETT; CADENASSO, 2005; POORTER et al., 2008).

Dessa forma, as respostas específicas dos grupos precisam ser identificadas, por relatarem os efeitos dos diferentes tipos de distúrbios, para que sejam elaborados planos de manejo aplicáveis em escala regional ou de paisagem (LAVOREL et al., 1997; LAURANCE et al., 2006).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área deste estudo localiza-se na Usina São José (USJ), município de Igarassu, litoral norte de Pernambuco, em domínio do Bioma Mata Atlântica (IBGE, 1992). Na USJ, foram identificados 106 fragmentos que correspondem a 66,6 km² (27% da área total da Usina). Cerca de 16% dos fragmentos são maiores que 100 ha, todos com forma irregular e abrigam nascentes de rios e cursos de água (TRINDADE et al., 2008).

O fragmento estudado é chamado Mata de Zambana (07°42'47"S e 34°59'26"W) e encontra-se rodeado por plantio de cana de açúcar. Em 1975, fazia parte de um fragmento maior (5090 ha) que foi dividido em 37 fragmentos menores (TRINDADE, informação pessoal). Atualmente, não foram observados sinais de perturbações, sendo um dos maiores fragmentos da Usina, com 387,8 ha (TRINDADE et al., 2008). Análises de ortofotocartas indicaram que a borda do fragmento foi formada em meados da década de 80 (cerca de 35 anos) e que as altitudes variam entre 20 m (interior do fragmento) e 115 m (borda).

O clima local é do tipo As' (Köppen), quente e úmido, com precipitação e temperatura médias anuais de 1.687 mm e 24,93° C, respectivamente, e chuvas concentradas de março a agosto (dados coletados no posto meteorológico da USJ, de 1998 a 2007). Geologicamente, a área encontra-se sobre a Formação Barreiras, de idade plio-pleistocênica, com solos predominantemente arenosos e relevo com variações de plano a suavemente ondulado (CPRH, 2003).

3.2 COLETA E TRATAMENTO DE DADOS

No primeiro semestre de 2005, Lins-e-Silva (2010) realizou o primeiro levantamento na Mata de Zambana, utilizando metodologia modificada de Oostehoonrn; Kapelle (2000). Foram instalados dois transectos de 10×100 m, perpendiculares à borda, e outro de 20×50 m, distante 280 m da borda do fragmento, todos divididos em parcelas de 10×10 m. Os transectos da borda foram instalados na direção sul, recebendo ventos do sudeste. Para delimitar o ambiente de borda, as médias das variáveis fisionômicas de todas as parcelas dos transectos que partiram do limite florestal foram testadas estatisticamente (ANOVA); por exemplo, grupo 1 (parcelas de 0-20 m) x grupo 2 (parcelas de 20-100 m), grupo 1 (parcelas de 0-40 m) x grupo 2 (parcelas de 40-100 m), e assim por diante. Com esta análise, observamos que para o dossel, os 100 m do transecto não diferiram, enquanto que no sub-bosque, ocorreram diferenças entre os 40-60 m de distância, o que nos levou a considerar o ambiente de borda até os 50m. A mesma análise foi realizada por Silva et al. (2008b), que verificou o mesma distância de influência de borda em outro fragmento da USJ. Portanto, a amostragem foi dividida em três ambientes: borda (0-50m), situação intermediária (50-100m) e interior (280 m do limite florestal). O fragmento mais próximo dos limites florestais estudados estava a cerca de 500 m.

Nas parcelas foram medidos e etiquetados os indivíduos vivos com diâmetro do caule a 1,30 m do solo (DAP) $\geq 4,77$ cm. Em um dos vértices de cada parcela foi plotada uma sub-parcela de 5×5 m, para análise do sub-bosque lenhoso, isto é, plantas com diâmetro do caule ao nível do solo (DNS) $\leq 4,77$ cm. Nos indivíduos perfilhados, foram medidos todos os perfilhos e considerados como um único indivíduo. Foram amostradas apenas espécies lenhosas, exceto os colmos de *Arecaceae* que atendessem ao critério de inclusão.

No primeiro semestre de 2008, foi realizado o segundo levantamento, no qual utilizamos o mesmo método. Considerando que os critérios de inclusão adotados no primeiro levantamento, realizado em 2005, deixaram uma descontinuidade na amostragem, foram mensurados diâmetro dos indivíduos enquadrados entre os dois critérios. Esses indivíduos ($> 4,77$ cm DNS e $< 4,77$ cm de DAP) foram considerados como parte do sub-bosque lenhoso e incluídos em uma categoria. Tais medições visaram estabelecer quantos indivíduos deixam de ser amostrados em função dos critérios descontínuos e criar uma base de dados com medidas contínuas.

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

Foram realizadas coletas semanais de material botânico fértil das espécies amostradas nas parcelas durante 18 meses. O material foi herborizado e posteriormente, identificado por meio de literatura especializada, comparação com as exsicatas depositadas nos Herbários Sérgio Tavares (UFRPE), Geraldo Mariz (UFPE) e Dárdano de Andrade Lima (IPA), além de envio para especialistas de outras instituições brasileiras. A coleção foi incorporada ao Herbário Geraldo Mariz, com duplicatas enviadas ao HST.

Para avaliar diferenças no solo entre os três ambientes, foi coletado $\pm 0,5$ kg no centro de cada parcela de 10×10 m, em uma profundidade entre 0 e 20 cm. Análises químicas e granulométricas foram realizadas no Laboratório de Fertilidade do Solo do Instituto Agrônomo de Pernambuco e no Laboratório de Física do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco, respectivamente. Foram determinados: pH, P, K, Ca^{++} , Mg^{++} , Al^{+++} e porcentagem de areia, silte e argila, de acordo com os métodos de análise definidos pela Embrapa (1997).

Para cada levantamento, foram calculados os parâmetros gerais da comunidade (densidade, área basal e diâmetro médio) e analisada a distribuição de indivíduos em classes diamétricas com intervalo fixo de 5 cm, para plantas do dossel, e 1 cm, para plantas do sub-bosque, sendo incluído indivíduos no critério do sub-bosque adotado em 2008. Para avaliar a estrutura foram calculadas as densidades absolutas das espécies. A densidade, bem como os índices de diversidade de Shannon (H' , em nats./ind.) e equabilidade de Pielou (J') foram calculados com o uso do programa Mata Nativa 2 (SOUZA et al., 2006). A similaridade florística entre os três ambientes foi avaliada pelo índice de Sørensen.

Para comparações fisionômicas e estruturais entre e dentro dos ambientes, nos diferentes tempos (2005 e 2008), foram analisados os valores de número de indivíduos, área basal, diâmetro médio, riqueza, diversidade e equabilidade por parcela. A análise de cada ambiente nos dois tempos foi realizada pelo teste t (unilateral) para amostras pareadas. Nas comparações entre ambientes, a normalidade foi testada pelo teste Kolmogorov-Smirnov. Em dados com distribuição normal, foi empregada a análise de variância (ANOVA) de um critério, complementada pelo teste de Tukey (ZAR, 1999) para amostras relacionadas para comparações entre médias amostrais, quando a ANOVA indicou diferença entre ambientes com nível de significância de 0,05. Dados sem distribuição normal foram analisados pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis e completados pelo teste Dunn. As classes diamétricas foram comparadas pelo teste Kolmogorov-Smirnov para duas amostras independentes. As variáveis de solo por parcela foram comparadas entre os ambientes usando os mesmos testes

das análises de fisionomia e estrutura. Os testes foram realizados com o auxílio do programa Bioestat 2.0 (AYRES et al., 2000).

Para avaliar a dinâmica do dossel e do sub-bosque lenhoso por ambiente foram calculadas as taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento médio anual em diâmetro, utilizando as fórmulas algébricas de taxas anuais indicadas por Sheil; Burslem; Alder (1995).

As espécies amostradas foram classificadas em grupos ecológicos seguindo as definições de Swaine; Whitmore (1988), de acordo com a experiência de campo dos autores, e consultas a outros levantamentos da região (BARBOSA, 1996; LINS-e-SILVA; RODAL, 2008), com adaptações na nomenclatura, quando necessário.

A análise de correspondência canônica (CCA) foi utilizada para correlacionar as variações na abundância de espécies por parcela com variáveis ambientais. Para elaboração da matriz primária (espécies \times parcela), foi utilizada a densidade das espécies com mais de cinco indivíduos e para matriz secundária as variáveis químicas e granulométricas do solo. Os valores de abundância foram transformados ($\log_{10}(a + 1)$) para compensar os desvios causados por alguns poucos valores muito elevados (ver BRAAK, 1995). Após a análise, foram excluídas algumas variáveis que não tiveram relação significativa com nenhum dos eixos interpretados. Em seguida, a significância das espécies como indicadoras dos ambientes foi verificada por meio da Análise de Espécies Indicadoras (DUFRENE; LEGENDRE, 1997), agregada ao teste de Monte Carlo. Todas as análises foram realizadas utilizando-se o programa PC-Ord 4 (McCUNE; MEFFORD, 1999).

4 RESULTADOS

4.1 ESTRUTURA E DINÂMICA

A análise entre ambientes, em 2008, mostrou que no dossel, a borda e na situação intermediária, tiveram significativamente maior número de indivíduos que o interior, enquanto que, no sub-bosque lenhoso, densidade e área basal foram maiores no interior (Tabela 1).

A mortalidade na borda (0-50 m) foi praticamente o dobro da mortalidade na situação intermediária (Tabela 1), tanto no dossel (1,17 e 0,74 %/ano) quanto no sub-bosque (6,65 e 3,99 %/ano). No sub-bosque do interior, a mortalidade foi ainda menor (1,44 %/ano). Além da maior mortalidade, o dossel na borda teve taxa média de crescimento negativa (-0,02 cm.ano⁻¹

¹), contrastando com taxas positivas para os outros ambientes (0,08 cm.ano⁻¹ na situação intermediária e 0,18 cm.ano⁻¹ no interior). Esta taxa negativa foi devido à redução diamétrica de cerca de 40% dos indivíduos, especialmente aqueles com perfilhos.

As taxas de recrutamento foram maiores que as de mortalidade em todos os ambientes e estratos (Tabela 1). Assim, mesmo na borda, as densidades, tanto no dossel quanto no sub-bosque, aumentaram de 2005 para 2008. No sub-bosque da borda, o número de recrutas (55) foi apenas metade do dos outros ambientes (106 e 107), mas como a densidade inicial também era menor, as taxas foram semelhantes. Esse menor número de recrutas conjugado ao maior número de mortos, fez com que o sub-bosque da borda tivesse o menor aumento em densidade. Assim, não só ele teve as menores densidades como as diferenças para as densidades da situação intermediária e do interior ainda estão aumentando. A comparação da dinâmica no dossel, entre ambientes, diferiu da do sub-bosque. O ambiente com a maior densidade inicial, o interior, teve a maior taxa de recrutamento e a menor de mortalidade. Assim, no dossel, as diferenças de densidade entre os ambientes diminuíram, ainda que com pouca expressão se a análise é feita com número absoluto de plantas.

No dossel da borda, o aumento da densidade foi anulado pelo decréscimo em diâmetro. Os aumentos em área basal no sub-bosque foram maiores que no dossel por conta dos maiores aumentos em densidade. Assim, como um todo, o fragmento parece ainda estar acumulando biomassa. Os diâmetros médios não cresceram entre 2005 e 2008 e, em vários casos, até decresceram ligeiramente, pelo efeito redutor dos novos indivíduos recrutados, com seus tamanhos pequenos.

Apesar de a mortalidade ter sido maior na borda, o ambiente com maior dinâmica, tanto no dossel quanto no sub-bosque, foi o interior, devido à entrada de indivíduos e o maior crescimento dos remanescentes.

Tabela 1 - Dinâmica e parâmetros fisionômicos analisados nas amostragens de 2005 e 2008 do dossel e do sub-bosque lenhoso da Mata de Zambana, Igarassu, PE. No dossel e no sub-bosque foram amostrados 0,1 e 0,025 ha por ambientes, respectivamente. As letras maiúsculas representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) entre 2005 e 2008, e as minúsculas entre borda, situação intermediária e interior, em 2005 e, em 2008. Entre parênteses, está o número de indivíduos que deixou de ser amostrado, devido a descontinuidade do critério de inclusão.

	DOSSSEL						SUB-BOSQUE LENHOSO					
	BORDA		SITUAÇÃO INTERMEDIÁRIA		INTERIOR		BORDA		SITUAÇÃO INTERMEDIÁRIA		INTERIOR	
	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008
Nº de indivíduos	202 ^{Ba}	219 ^{Aa}	228 ^a	239 ^a	111 ^{Bb}	128 ^{Ab}	130 ^b	158 ^b +(4)	191 ^B	277 ^{Aa} +(6)	249 ^{Ba}	345 ^{Aa} +(13)
Área basal (m ² /ha)	27,6	27,4	24,1 ^B	25,6 ^A	22,1	23,8	2,7 ^{Bb}	4,9 ^{Ab}	1,6 ^B	2,8 ^{Aa}	2,8 ^{Ba}	5,2 ^{Aa}
Diâmetro médio (cm)	11,4 ^A	10,8 ^B	10,1	10,1	13,4 ^A	12,6 ^B	1,8	1,9	1,9	2,1	1,9	2,0
Diâmetro máximo (cm)	50,5	45,2	42,9	48,3	50,7	49,6	4,5	5,9	4,7	6,7	4,6	7,0
Nº de sobreviventes	-	194	-	224	-	109	-	103	-	171	-	238
Nº de mortas	-	8	-	4	-	2	-	27	-	20	-	11
Nº de recrutas	-	25	-	15	-	19	-	55	-	106	-	107
Taxa de recrutamento (%/ano)	-	4,14	-	2,01	-	5,41	-	12,15	-	15,98	-	12,26
Taxa de mortalidade (%/ano)	-	1,17	-	0,74	-	0,60	-	6,65	-	3,99	-	1,44
Taxa de crescimento (cm/ano ⁻¹)	-	-0,02	-	0,08	-	0,18	-	0,04	-	0,09	-	0,04

4.2 DIVERSIDADE E PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO

Em 2005 e 2008, o dossel apresentou maior riqueza na borda e na situação intermediária e maior equabilidade no interior. Padrão oposto foi verificado no sub-bosque, com maior riqueza no interior do fragmento (Figura 1). A borda e a situação intermediária são mais semelhantes entre si que o interior, no entanto, foi evidenciada baixa similaridade florística entre os ambientes, indicando que muitas espécies estão presentes apenas em um dos ambientes. Das 57 espécies registradas para o dossel, três foram consideradas como indicadoras, uma da borda e duas da situação intermediária. No sub-bosque, das 77 espécies, cinco foram indicadoras da situação intermediária e nove do interior (Tabela 2).

A premissa de que riqueza e abundância de espécies intolerantes à sombra em ambientes de borda seriam semelhantes ao interior do fragmento foi corroborada, uma vez que os três ambientes foram semelhantes (Tabela 2). No dossel, a porcentagem de espécies intolerantes variou entre os ambientes de 54 a 71% e a abundância de 57 a 67%. Já no sub-bosque, a variação foi de 81 a 95% das espécies e de 60 a 66% dos indivíduos. A distribuição de espécies tolerantes à sombra também foi semelhante entre os ambientes (Tabela 2).

Apesar de não terem sido observadas diferentes proporções dos grupos funcionais para cada ambiente, no dossel, algumas espécies dos grupos foram indicadoras, como *Thyrsodium spruceanum*, intolerante à sombra, para borda e *Pogonophora schomburgkiana* e *Eschweilera ovata*, ambas tolerantes à sombra, para situação intermediária (Tabela 2). No sub-bosque, *E. ovata* e *Sorocea hilarii*, tolerantes à sombra, *Inga thibaudiana*, *Cordia nodosa* e *Psychotria carthagenensis*, intolerantes à sombra, foram indicadoras da situação intermediária. No sub-bosque do interior, *Clusia nemorosa*, *Protium heptaphyllum*, *Maytenus distichophyla* e *Pouteria gardneri*, foram indicadoras entre as tolerantes à sombra, e *Guapira nítida*, *Guapira opposita*, *Palicourea crocea*, *Myrcia guianensis* e *Salzmannia nítida*, entre as intolerantes à sombra. O padrão observado no sub-bosque demonstra que não é clara a separação dos grupos nos ambientes, uma vez que existem espécies indicadoras dos dois grupos nos diferentes ambientes.

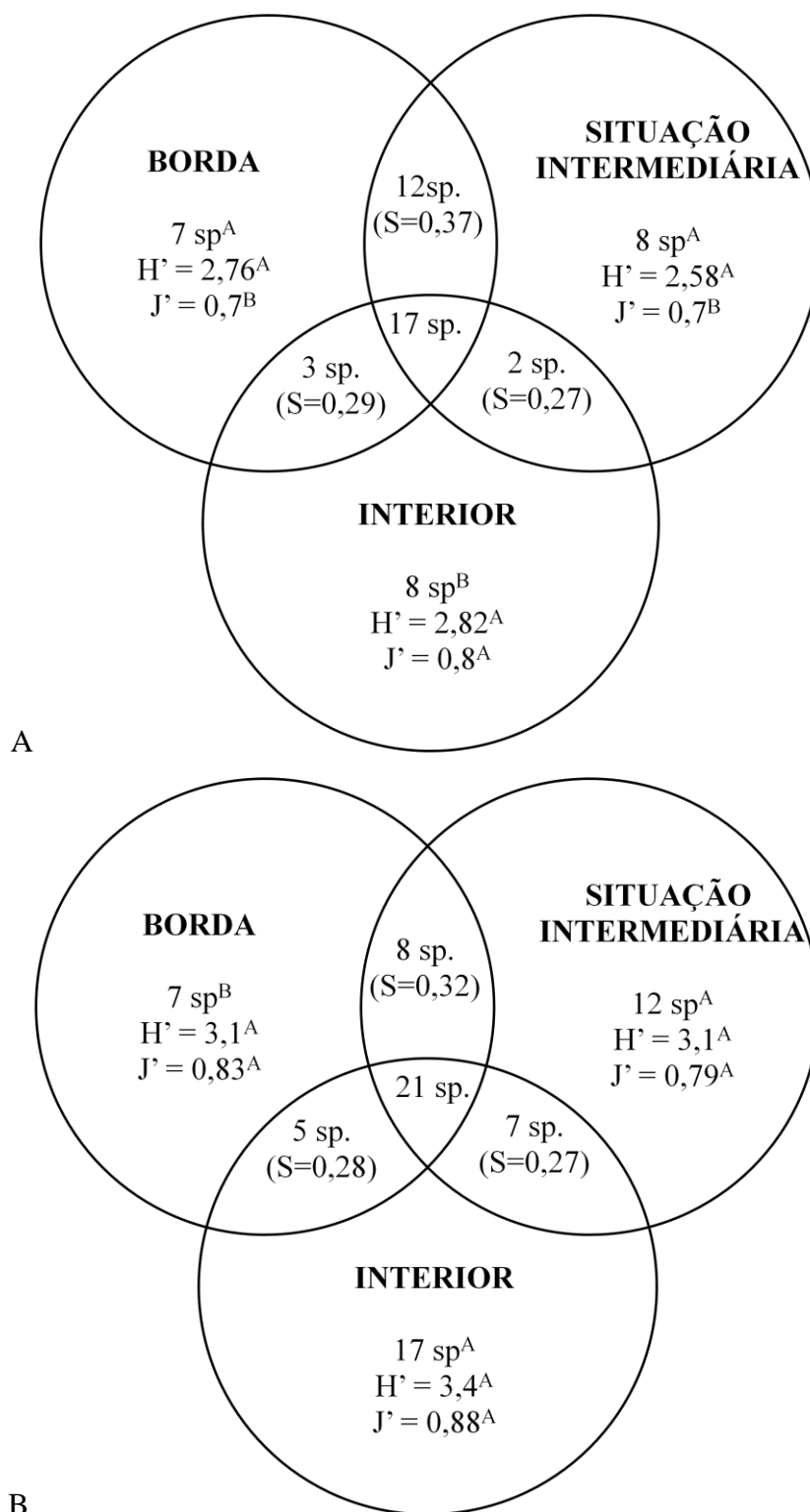


Figura 1 – Diagramas de Venn contendo os valores de riqueza, diversidade, equabilidade e índice de similaridade de Sørensen de 10 parcelas de 10 × 10 m para o dossel (A) e de 10 parcelas de 5 × 5 m para o sub-bosque (B) na Mata de Zambana, Igarassu, PE. Valores de diversidade e equabilidade representam a média das 10 parcelas de cada ambiente. As letras indicam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) entre os ambientes.

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

Tabela 2 – Densidades relativas das espécies amostradas no dossel e no sub-bosque lenhoso em dois levantamentos (2005 e 2008) e em ambientes distintos, na Mata de Zambana, Igarassu, PE. * - Indica o ambiente e o estrato no qual a espécie foi indicadora.

	DOSSSEL						SUB-BOSQUE LENHOSO					
	BORDA		SITUAÇÃO INTERMEDIÁRIA		INTERIOR		BORDA		SITUAÇÃO INTERMEDIÁRIA		INTERIOR	
	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008
ESPÉCIES TOLERANTES À SOMBRA												
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers.	420	490	520	610*	270	300	680	840	1800	2560*	480	760
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	190	210	620	660*	40	80	760	600	560	680	640	920
<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey	10	10	140	130	10	10	40	40	-	-	160	360*
<i>Abarema cochliocarpos</i> (Gomez) Barneby & Grimes	20	20	20	20	30	40	-	40	-	-	120	200
<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	-	-	60	40	20	20	-	-	40	80	40	40
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	20	20	-	-	40	40	-	-	-	40	-	-
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	30	30	10	10	-	-	120	200	120	200	480	520*
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	10	10	-	-	10	10	40	360	40	-	-	-
<i>Maytenus distichophyla</i> Mart. ex Reissek	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	240	240*
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	-	-	-	-	-	-	120	160	-	-	480	720*
<i>Ocotea limae</i> Vattimo	-	-	-	-	-	-	40	40	40	40	160	280
<i>Ouratea castanaeifolia</i> (DC.) Engl.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	240	200
<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	-	-	-	-	-	-	-	-	120	200*	-	-
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	-	-	40	160	-	120
OUTRAS (11 spp.)	60	90	20	30	20	20	280	240	120	160	40	120
ESPÉCIES INTOLERANTES À SOMBRA												
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	440	500*	70	70	100	150	1120	1200	120	240	240	200

Tabela 2 – Continuação

	DOSSEL						SUB-BOSQUE LENHOSO					
	BORDA		SITUAÇÃO INTERMEDIÁRIA		INTERIOR		BORDA		SITUAÇÃO INTERMEDIÁRIA		INTERIOR	
	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008
ESPÉCIES INTOLERANTES À SOMBRA												
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	100	90	40	40	120	120	-	40	-	80	40	80
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	120	120	80	80	-	-	40	40	40	160	200	200
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	70	90	30	20	60	70	160	160	120	-	40	40
<i>Byrsonima sericea</i> A.DC.	50	40	60	60	30	30	-	-	-	-	-	80
<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	10	10	50	40	50	60	-	-	40	40	-	-
<i>Guapira nitida</i> (Schmidt) Lundell	30	30	70	70	-	-	40	40	80	80	600	800*
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	30	60	20	20	50	50	120	280	240	400	560	680
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	30	30	30	30	30	40	-	-	-	-	-	-
<i>Calyptanthes brasiliensis</i> Spreng.	20	20	60	60	10	-	-	-	-	-	120	120
<i>Cordia superba</i> Cham.	50	50	30	30	-	-	-	40	200	200	40	80
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	20	20	20	20	30	30	120	120	120	200	160	240
<i>Bactris ferruginea</i> Burret	70	50	10	10	-	-	-	-	-	-	40	80
<i>Eugenia punicifolia</i> (Kunth) DC.	10	10	30	30	20	20	-	-	-	40	40	40
<i>Sacoglottis matogrossensis</i> Benth.	10	10	30	30	-	-	40	40	200	200	-	160
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	10	-	10	10	20	20	80	160	400	720*	40	40
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	-	-	30	30	-	-	-	-	160	160	520	640
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A. DC.	20	20	10	10	-	-	-	-	-	-	160	240
<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	10	10	10	10	-	-	40	80	-	40	160	200

Tabela 2 – Conclusão

	DOSSEL						SUB-BOSQUE LENHOSO					
	BORDA		SITUAÇÃO INTERMEDIÁRIA		INTERIOR		BORDA		SITUAÇÃO INTERMEDIÁRIA		INTERIOR	
	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008
ESPÉCIES INTOLERANTES À SOMBRA												
<i>Plathymenia foliolosa</i> Benth.	10	10	10	10	-	-	160	200	120	80	-	-
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	10	10	10	10	-	-	40	40	-	40	640	920*
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	-	-	-	-	10	10	40	40	120	80	40	40
<i>Inga cayannensis</i> Sagot ex Benth.	-	-	10	10	-	-	160	200	80	80	-	-
<i>Palicourea crocea</i> (Sw.) Roem. & Schult.	-	-	-	-	-	-	120	40	480	520	680	1200*
<i>Cordia nodosa</i> Lam.	-	-	-	-	-	-	80	280	880	1360*	-	-
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	-	-	-	-	-	-	40	160	280	240	530	840*
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	-	-	-	-	-	-	-	40	520	680*	-	120
<i>Salzmannia nitida</i> DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	440	440*
<i>Eugenia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	120	120	-	40	160	160
<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	-	-	-	-	-	-	80	120	40	40	120	160
<i>Miconia ciliata</i> (Rich.) DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	240	400
<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	-	-	-	-	-	-	-	-	80	200	40	40
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	-	-	-	-	-	-	-	40	-	160	-	-
OUTRAS (22 spp.)	40	50	30	30	70	80	280	280	240	520	360	480
NÃO IDENTIFICADAS (17 spp.)	100	140	70	110	130	80	240	200	680	80	200	720

Além da luz, outros fatores que podem influenciar a distribuição das espécies são as variáveis pedológicas. Das nove variáveis físico-químicas analisadas, apenas sete foram empregadas na análise do CCA, pelo fato de terem relação significativa com os dois primeiros eixos. Para o dossel, as variáveis que permaneceram na análise foram P, K, Mg^{++} , areia e argila, enquanto que no sub-bosque foram K, Al^{+++} , Ca^{++} , Mg^{++} , areia e argila. Na análise entre os ambientes, foi verificado que o Al foi mais abundante na borda, Mg^{++} , K e argila, na borda e na situação intermediária, e areia no interior do fragmento (Tabela 3 e Figura 2).

Os autovalores produzidos pela CCA para o dossel (eixo 1 = 0,162, eixo 2 = 0,141) foram muito baixos e explicaram apenas 15% da variância dos dados. Apesar da baixa variância acumulada, a correlação espécie-ambiente foi alta nos eixos 1 (0,840) e 2 (0,856), tendo o teste de permutação de Monte Carlo detectado diferenças significativas apenas para o eixo 2 (Tabela 4). Apesar de algumas espécies como *Dialium guianense* e *Guatteria schomburgkiana* (tolerantes à sombra) serem altamente correlacionadas com o eixo 2 e com o solo arenoso, separando o interior do fragmento, o fato de não serem espécies indicadoras desse ambiente não permite maiores considerações.

No sub-bosque, a CCA apresentou autovalores baixos ($< 0,3$) para os dois eixos. O primeiro e o segundo eixos da ordenação explicaram apenas 7,2 e 6% da variância observada. As correlações de Pearson espécie-ambiente foram elevadas nos dois primeiros eixos (0,841 e 0,799, respectivamente), embora os testes de permutação de Monte Carlo não tenham indicado correlação significativa entre as espécies e as variáveis ambientais analisadas em todos os eixos (Tabela 4).

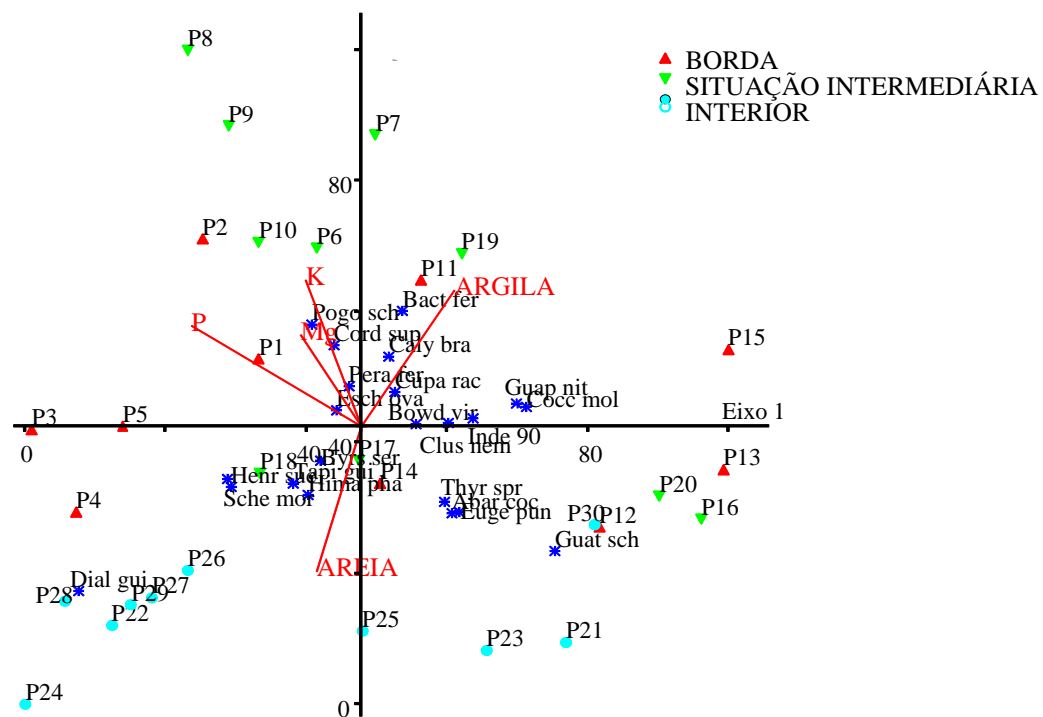
Tabela 3 - Variáveis químicas e granulométricas do solo dos três ambientes da Mata de Zambana, Igarassu, PE. (médias \pm desvios-padrão). As letras maiúsculas representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) entre os ambientes.

	BORDA	SITUAÇÃO INTERMEDIÁRIA	INTERIOR	DOSSEL		SUB-BOSQUE	
				EIXO 1	EIXO 2	EIXO 1	EIXO 2
P Mehlich (mg.dm^{-3})	$2,2 \pm 0,9$	$2,5 \pm 1,1$	$1,6 \pm 0,5$	-0,778	0,590	-	-
Ca ⁺⁺ (cmolc.dm^{-3})	$0,5 \pm 0,5^A$	$0,8 \pm 0,5^A$	$0,3 \pm 0,1^B$	-0,257	0,863	0,550	-0,247
Al ⁺⁺⁺ (cmolc.dm^{-3})	$0,9 \pm 0,3^A$	$0,6 \pm 0,2^B$	$0,6 \pm 0,2^B$	-	-	0,040	0,672
Mg ⁺⁺ (cmolc.dm^{-3})	$0,6 \pm 0,2^A$	$0,7 \pm 0,2^A$	$0,5 \pm 0,1^B$	-0,279	0,540	0,806	-0,120
K (mg.dm^{-3})	$0,05 \pm 0,02^A$	$0,05 \pm 0,03^A$	$0,022 \pm 0,004^B$	-	-	0,693	-0,321
AREIA (%)	$72,3 \pm 3,7^A$	$63,9 \pm 6,3^B$	$79,5 \pm 2,0^C$	-0,208	-0,858	-0,906	0,106
ARGILA (%)	$19,6 \pm 5,5^A$	$27,0 \pm 6,3^B$	$11,5 \pm 2,5^C$	0,425	0,802	0,904	0,023

Tabela 4 – Resumo dos resultados das análises de correspondência canônica (CCA) da abundância de 22 espécies do dossel distribuídas em 30 parcelas de 10 x 10 m e 39 espécies do sub-bosque lenhoso distribuídas em 30 parcelas de 5 x 5 m, utilizadas para amostrar a Mata de Zambana em Igarassu, PE, em interação com as variáveis ambientais e os testes de permutação de Monte Carlo para os dois primeiros eixos. São fornecidos resultados dos dois primeiros eixos de ordenação.

EIXOS	DOSSEL		SUB-BOSQUE	
	1	2	1	2
Autovalores	0,162	0,141	0,244	0,202
Variância total explicada (%)	8,0	7,0	7,2	6,0
Variância percentual cumulative (%)	8,0	15,0	7,2	13,2
Correlação de Pearson	0,840	0,856	0,841	0,799
Testes de permutação de Monte Carlo	0,13	0,01	0,34	0,44

A



B

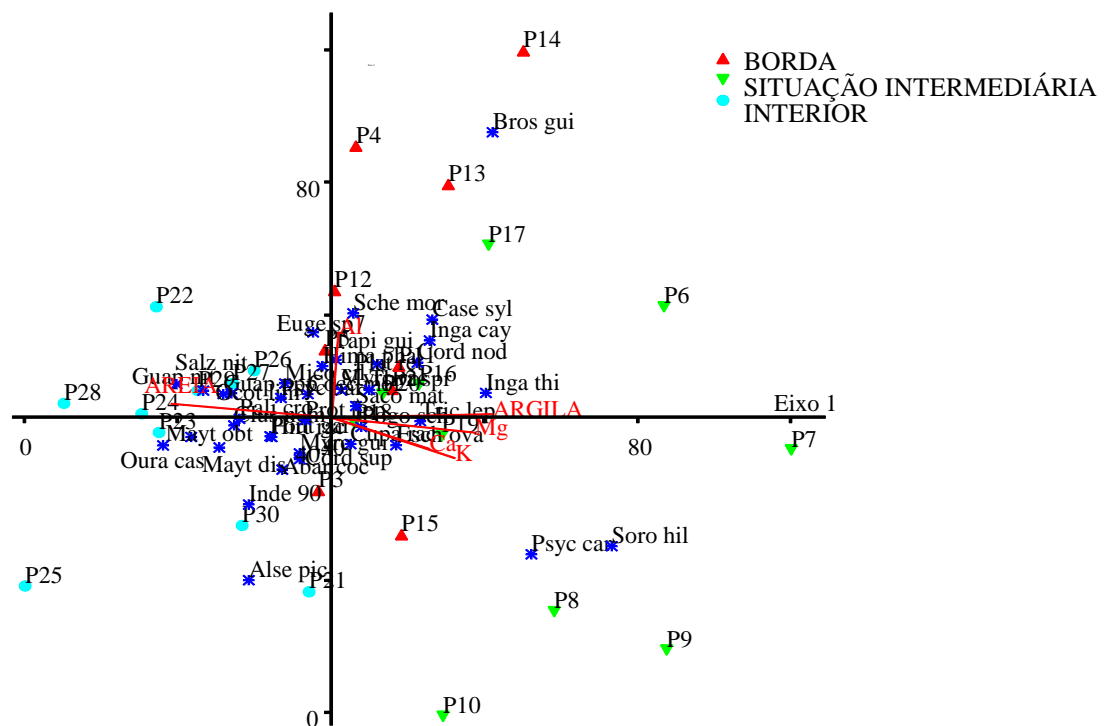


Figura 2 – Expressão gráfica da análise de correspondência canônica (CCA), baseadas na distribuição do número de indivíduos de 22 espécies em 30 parcelas de 10 × 10 m para o dossel (A) e de 39 espécies em 30 parcelas de 5 × 5 m para o sub-bosque (B) na Mata de Zambana em Igarassu, PE, e sua correlação com as variáveis ambientais utilizadas, nos dois primeiros eixos de ordenação.

5 DISCUSSÃO

5.1 ESTRUTURA

As diferenças entre a borda e o interior, confirmaram as premissas baseadas no modelo de Harper et al. (2005). Os próprios autores reconhecem que em função do tempo de formação da borda, cerca de 35 anos no caso deste estudo, bordas maduras em florestas tropicais têm menor distância e magnitude de influência que bordas jovens. Neste sentido, é possível que o padrão encontrado na área se deva ao selamento causado pela idade de formação da borda.

O padrão de bordas seladas, relatado por Harper et al. (2005), também foi observado por Silva et al. (2008a) e Silva et al. (2008b), em fragmentos na USJ com características semelhantes ao aqui estudado (cerca de 350 ha e cerca de 40 anos de formação da borda). No entanto, a densidade da borda foi superior as relatadas nestes trabalhos, sendo a área basal ora maior (SILVA et al., 2008a), ora menor (SILVA et al., 2008b). A elevada densidade do dossel, em detrimento dos demais parâmetros, possivelmente está relacionada ao fato da densidade ser o primeiro atributo da estrutura física a se recuperar após um distúrbio (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Além da questão borda-interior, poder-se-ia pensar que o efeito da declividade poderia ser responsável pela menor densidade da borda para o sub-bosque, uma vez que áreas inclinadas apresentam recursos relacionados à luz e solo de maneira diferenciada, com conseqüentes alterações na dinâmica e na estrutura da vegetação (EDIRIWEERA; SINGHAKUMARA; ASHTON, 2008). Todavia, o fato de Silva et al. (2008b) e Carvalho et al. (2007) observarem que em ambientes com a topografia inclinada, o efeito de borda atua mais fortemente do que as diferenças altitudinais em um gradiente de borda-interior, o que confirma que as diferenças em densidade e área basal estão mais relacionadas a influência da borda que a topografia inclinada da área de estudo.

5.2 DINÂMICA

A maior mortalidade do sub-bosque em ambientes de borda não corroborou o proposto por Harper et al. (2005) para bordas seladas. O fato de o maior recrutamento não ter sido verificado em ambientes de borda, possivelmente está relacionado ao selamento (HARPER et al., 2005). Essa redução do recrutamento em bordas seladas, de acordo com

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

Oliveira; Felfili (2005) e Sizer; Tanner (1999), decorre do fechamento do dossel, o que causa diminuição no recrutamento e crescimento de plântulas e aumento na mortalidade de espécies demandantes de luz.

Apesar de a dinâmica de fragmentos florestais ter sido amplamente estudada, há poucos trabalhos que analisam a influência da borda na dinâmica (LAURANCE, 1998a; 1998b; SIZER; TANNER, 1999; OLIVEIRA; FELFILI, 2005; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). Diante disso, foram comparados os resultados do interior do fragmento com os de florestas tropicais, uma vez que provavelmente apresentam características semelhantes às de florestas maduras. Neste sentido, a mortalidade de indivíduos do dossel (0,6%/ano) foi próximo ao limite inferior encontrado na revisão de Lewis et al. (2004), que verificaram entre 0,86 a 2,02%/ano em fragmentos de 9,5 e 50 ha, respectivamente. Já o recrutamento do dossel (5,41%/ano) foi superior aos citados por Condit et al. (1999), que relataram taxas anuais de 1,65 e 2,87%/ano, em áreas de 1500 e 2000 ha, respectivamente. Assim, é possível que a baixa taxa de mortalidade e o elevado recrutamento verificado no fragmento estudado, quando comparado a outros trabalhos, podem estar relacionados ao tamanho do fragmento, uma vez que a área estudada é considerada um dos maiores fragmentos da paisagem da USJ (TRINDADE et al., 2008), e que estudos sobre dinâmica de florestas com diferentes tamanhos têm relatado que fragmentos maiores apresentam menores taxas de dinâmica (LAURANCE, 1998a; 1998b).

Como mencionado anteriormente, as taxas de mortalidade e recrutamento podem ser influenciadas por diversos fatores, tais como tamanho do fragmento e idade de formação da borda (LAURANCE, 1998a; HARPER et al., 2005). O pequeno número de levantamentos realizados no fragmento não permite afirmar se a maior mortalidade na borda representa um padrão ou indica um fenômeno estocástico na dinâmica da floresta.

5.3 DIVERSIDADE E PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO

A riqueza diferiu entre os ambientes, com mais espécies na borda para o dossel e no interior para o sub-bosque. Diferente do observado para o dossel, Oliveira et al. (2004) e Santos et al. (2008) encontraram duas vezes mais espécies no interior que na borda do fragmento. Enquanto que Silva (2008a) não verificou diferenças em riqueza e diversidade entre borda e interior.

As diferenças nos padrões entre dossel e sub-bosque, possivelmente estão relacionadas ao fato da riqueza do sub-bosque ser mantida efetivamente pela estrutura atual

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

da paisagem, enquanto que a riqueza do dossel é resultado da estrutura da paisagem presente e passada (METZGER, 1998). Todavia, a pouca distinção da composição florística entre os ambientes de borda e o interior possivelmente está relacionado a não recuperação da composição florística após o distúrbio. Nesse sentido, a literatura relata que, nessas áreas, a recuperação da riqueza de espécies ocorre mais rapidamente do que a composição de espécies (FINEGAN, 1996; TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; AIDE et al., 2000; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001) e que o tempo necessário para o processo pode variar consideravelmente dependendo do tipo de floresta, do tipo e intensidade do uso da terra e das condições ambientais (AIDE et al., 2000; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Com relação a pouca diferença na abundância de populações entre os ambientes após o distúrbio, Whitmore (1997) observou que, em alguns casos, populações pequenas podem ser viáveis por longo prazo e outras podem ser extintas ou substituídas. Após a perda do habitat devido à fragmentação, ocorre um aumento excessivo de espécies raras, a qual representa uma indicação da extinção que anteriormente se havia passado (HANSKI; OVASKAINEN, 2002). Esta fase da sucessão, durante o qual a composição do dossel da floresta continua a ser muito diferente da de florestas maduras pode durar até um século ou mais (FINEGAN, 1996).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados indicam que a borda do fragmento estudado encontra-se selada, uma vez que as premissas propostas foram corroboradas, sendo verificadas maior densidade e área basal de indivíduos do dossel e menor densidade do sub-bosque lenhoso, bem como maior riqueza de espécies no interior do fragmento para indivíduos do sub-bosque. O solo não interferiu na distribuição de espécies. No que se refere à dinâmica, não se pode afirmar se a maior mortalidade na borda representa um padrão ou apenas um efeito estocástico na mortalidade da floresta, devido ao baixo número de levantamentos (dois).

REFERÊNCIAS

AIDE, T.M. et al. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 328-338. 2000.

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

APG II. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families the flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 141, p. 399-436. 2003.

APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; GUILHERME, F.A.G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 2, p. 347-360. 2005.

AYRES, M. et al. **Bioestat 2.0**: Aplicações estatísticas nas áreas biológicas e médicas. Brasília: Sociedade Civil Mamirauá/MCT-CNPq, 2000. 272 p.

BARBOSA, M.R.V. **Estudo florístico e fitossociológico da Mata do Buraquinho, remanescente de Mata Atlântica em João Pessoa, PB**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. 1996.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. 4 ed. Porto Alegre: Artmed Editora S/A. 2007.

BENÍTEZ-MALVIDO J.; ARROYO-RODRÍGUEZ V. Habitat fragmentation, edge effects and biological corridors in tropical ecosystems. In: DEL CLARO, K. et al. (eds.). **Encyclopedia of life support systems (EOLSS)**. Oxford: Eolss Publishers, 2008. p. 1-11.

BENITEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, v. 12, n. 2, p. 380-389. 1998.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional process. **Turrialba**, v. 15, p. 40-2. 1965.

CADENASSO, M.L. et al. Framework for a theory of ecological boundaries. **BioScience**, v. 53, n. 8, p. 550-558. 2003.

CARVALHO, W.A.C.; et al. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, n.2, p.315-335. 2007.

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

CASENAVE, J.L.; PELOTTO, J.P.; PROTOMASTRO, J. Edge-interior differences in vegetation structure and composition in a Chaco semi-arid forest, Argentina. **Forest Ecology and Management**, v. 72, n. 6, p. 61-69. 1995.

CHAZDON, R.L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 362, p. 273-289. 2007.

CONDIT, R. Research in large, long-term tropical forest plots. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 18-22. 1995.

CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Short-term dynamics of a Neotropical forest: Change with limits. **BioScience**, v. 42, n. 11, p. 822-828. 1992.

CONDIT, R.P.S. et al. Dynamics of the forest communities at Pasoh and Barro Colorado: comparing two 50-ha plots. **Philosophical Transaction of the Royal Society of London**, v. 354, p. 1739-1758. 1999.

CPRH - Companhia Pernambucana do Meio Ambiente. **Diagnóstico socioambiental do litoral norte de Pernambuco**. Recife: CPRH, 2003. 214p.

DIDHAM, R.K. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD JR., R.O. (eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. London: The University of Chicago Press, 1997. p. 55-70.

DISLICH, R.; CERSÓSIMO, L.; MANTOVANI, W. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano – SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.24, n.3, p.321-332. 2001.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366. 1997.

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

DURIGAN, G. et al. Estádio sucessional e fatores geográficos como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais no Planalto Atlântico, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 1, p. 51-62. 2008.

DURIGAN, G. et al. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 371-383. 2000.

EDIRIWEERA, S.; SINGHAKUMARA, B.M.P.; ASHTON, M.S. Variation in canopy structure, light and soil nutrition across elevation of a Sri Lankan tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1339–1349. 2008.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análises de solo**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Review of Ecology Evolution, and Systematic**, v. 34, p. 487–515. 2003.

FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 1, p. 67-83. 1995.

FERREIRA, L.V.; LAURANCE, W.F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. **Conservation Biology**, v. 11, n. 3, p. 797-801. 1997.

FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 119-124. 1996.

GASCON, C. et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v. 91, p. 223-229. 1999.

GITAY, H.; NOBLE, I.R. What are functional types and how should we seek them? In: SMITH, T.M.; SHUGART, H.H.; WOODWARD, F.I. (eds.). **Plant functional types: their**

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

relevance to ecosystem properties and global change. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. p. 3-19.

GOMES, E.P.C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P.Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 1, p. 47-60. 2003.

GOMES, J.S. et al. Estrutura do sub-bosque lenhoso em ambientes de borda e interior de dois fragmentos de Floresta Atlântica em Igarassu, Pernambuco. **Rodriguésia**, v. 60, n. 2, p. 295-310. 2009.

GLENN-LEWIN, D.C.; VAN DER MAAREL, E. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: GLENN-LEWIN, D. C. et al (Eds.). **Plant succession: theory and prediction**. USA. Chapman & Hall, 1992. p. 11-44.

GRUBB, P.J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 52, p. 107-145. 1977.

GUARIGUATA, M.R; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185–206. 2001.

HANSKI, I; OVASKAINEN, O. Extinction debt at extinction threshold. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 666-673. 2002.

HARPER, K.A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768-782. 2005.

HIGUCHI, P. et al. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology**, v. 199, p. 125–135. 2008.

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

HOLANDA, A.C. **Estrutura e efeito de borda no componente arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual em Pernambuco**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2008.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Manuais técnicos em Geociências, 1. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 91 p.

KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J.L.; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD Jr, R.O. (Eds). **Tropical forest remnants: ecology management, and conservation of fragmented communities**. The University of Chicago Press, Chicago & London, 1997. p. 33-44.

KENT M.; COKER P. **Vegetation description and analysis: A practical approach**. London: Belhaven Press, 1994. 363 p.

LAURANCE, W.F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105-116. 2001.

LAURANCE, S.G.W. et al. Long-term variation in Amazon forest dynamics. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, p. 323–333. 2009.

LAURANCE, W.F. et al. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469–482. 2006.

LAURANCE, W.F. et al. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, v. 12, p 460-464. 1998b.

LAURANCE, W.F. et al. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032-2040. 1998a.

LAURANCE, W. F. Reflections on the tropical deforestation crisis. **Biological Conservation**, v. 91, p. 109-117. 1999.

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

LAVOREL, S. et al. Plant functional classification: from general groups to specific groups based on response to disturbance. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 12, p. 474-478. 1997.

LEWIS, S.L. et al. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 6, p. 929-944. 2004.

LIEBERMAN, D. et al. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **The Journal of Ecology**, v. 73, n. 3, p. 915-924. 1985.

LINS-E-SILVA, A.C.B. Influência da área e da heterogeneidade de habitats na diversidade vegetal em fragmentos de Floresta Atlântica. Tese, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2010.

LINS-e-SILVA, A.C.B.; RODAL, M.J.N. Tree community structure in an urban Atlantic Forest remnant in Pernambuco, Brazil. In: THOMAS W.W. (ed.). **The coastal forests of Northeastern Brazil**. Memoirs of the New York Botanical Garden. v. 100, p. 511-534, 2008.

McCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **PC-ORD**. Multivariate analysis of ecological data, version 4. Gleneden Beach: MjM Software Design, 1999. 237 p.

McINTYRE, S. et al. Disturbance response in vegetation - towards a global perspective on functional traits. **Journal of Vegetation Science**. v. 10, p. 621-630. 1999b.

McINTYRE, S. et al. Plant functional types and disturbance dynamics: Introduction. **Journal of Vegetation Science**. v. 10, p. 604-608. 1999a.

McLAREN, K.P.; McDONALD, M.A. Seasonal patterns of flowering and fruiting in a dry tropical forest in Jamaica. **Biotropica**, v. 37, p. 584-590. 2005.

MESQUITA, R.C.G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W.F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, p.129-134. 1999.

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

METZGER, J.P. Changements de la structure du paysage et richesse spécifique des fragments forestiers dans le sud-est du Brésil. **Académie des sciences**, v. 321, p. 319-333. 1998.

METZGER, J.P. O que é Ecologia de Paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. ½, p. 1-9. 2001.

MOONEY, H.A. Ecosystem function of biodiversity: the basis of the viewpoint. In: SMITH, T.M.; SHUGART, H.H.; WOODWARD, F.I. (eds.). **Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. p. 341-354.

MURCIA, C. Edges effects in fragmented forest: Implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62. 1995.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858. 2000.

NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, W.F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p. 183-192. 2006.

OLIVEIRA, E.C.L.; FELFILI, J.M. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 4, p. 801-811. 2005.

OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.S.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, n. 4. 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. et al. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, n.1, p.149-161. 2007.

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

OLIVEIRA-FILHO, A.T. et al. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica**, v.27, n.4, p.685-701. 2004.

OOSTERHOORN, M.; KAPPELLE, M. Vegetation responses along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. **Forest Ecology and Management**, v. 126, n. 3, p. 291-307. 2000.

PHILLIPS, O.L.; NUÑEZ, P.V.; TIMANÁ, M.E. Tree mortality and collection botanical vouchers in Tropical Forests. **Biotropica**, v. 30, n. 2, p. 298-305. 1998.

PHILLIPS, O.L. et al. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Ecology**, v. 91, p. 2805-2809. 1994.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L. Vegetation succession. In: van der Marrel, E. (ed.). **Vegetation Ecology**. Malden: Blackwell Publishing, 2005. p. 172–198.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L.; MEINERS, S.J. Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. **Applied Vegetation Science**, v. 12, p. 9–21. 2008.

POORTER, L. et al. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five Neotropical forests. **Ecology**, v. 89, n. 7, p. 1908-1920. 2008.

RANTA, P. et al. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 385-403. 1998.

REICH, P.B. et al. The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. **International Journal of Plant Sciences**, v. 164 (3 Suppl.), p. S143-S164. 2003.

RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153. 2009.

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

RODRIGUES, P.J.F.P.; NASCIMENTO, M.T. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, v. 57, n. 1, p. 63-74. 2006.

RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; BARROS, L.C. Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 190, p. 323-333. 2004.

ROLIM, G.S.; COUTO, H.T.Z.; JESUS, R.M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Florestalis**, v. 55, p. 49-69. 1999.

SANTOS, B.A. et al. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic Forest fragments of Northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, p. 249-260. 2008.

SHEIL, D.; BURSLEM, D.F.R.P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, v. 83, p. 331-333. 1995.

SILVA, A.G. et al. Influence of edge and topography on canopy and sub-canopy structure of an Atlantic Forest Fragment in Igarassu, Pernambuco State, Brazil. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, v. 2, p. 41-46. 2008a.

SILVA, H.C.H. et al. The effect of internal and external edges on vegetation physiognomy and structure in a remnant of Atlantic lowland rainforest in Brazil. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, v. 2, p. 47-55. 2008b.

SIZER, N.; TANNER, E.V.J. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. **Biological Conservation**, v. 91, p. 135-142. 1999.

SOUZA, A.L.D. et al. Mata nativa 2: Manual do usuário. Viçosa: Cientec. 2006. 295p.

SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F.E. The dynamics of tree populations in tropical forest: A review. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, p. 359-366. 1987.

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86. 1988.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of Southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, p. 119-127. 1999.

TER BRAAK, C.J.F. Ordination. In: JONGMAN, R.H.G.; TER BRAAK, C.J.F.; VAN TONGEREN, O.F.R. (Eds.). **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 91-173.

TRINDADE, M.B. et al. Fragmentation of the Atlantic Rainforest in the Northern Coastal Region of Pernambuco, Brazil: recent changes and implications for conservation. **Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability**, v. 2, p. 5-13. 2008.

TURTON, S.M.; FREIBURGER, H.J. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, northeastern Australia. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD Jr., R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. London: The University of Chicago Press, 1997. p. 45-54.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; BATISTA, J.L.F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD Jr., R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. London: The University of Chicago Press, 1997. p. 351-365.

WEIHER, E. et al. Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, p. 609-620. 1999.

WERNECK, M.S.; FRANCESCHINELLI, E.V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 401-413. 2000.

SILVA, M. A. M. Efeito de borda na estrutura e na dinâmica...

WESTOBY, M.; LEISHMAN, M. Categorizing plant species into functional types. In: SMITH, T.M.; SHUGART, H.H.; WOODWARD, F.I. (eds.). **Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. p. 104-121.

WHITMORE, T.C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD Jr., R.O. (eds). **Tropical forest remnants: ecology management, and conservation of fragmented communities**. The University of Chicago Press, Chicago & London, 1997. p. 3-12.

WILLIAMS-LINERA, G.; DOMÍNGUEZ-GASTELÚ, V.; GARCIA-ZURITA, M.E. Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. **Biological Conservation**, v. 12, n. 5, p. 1091-1102. 1998.

WILSON, J.B. Guilds, functional types and ecological groups. **Oikos**, v. 86, p. 507-522. 1999.

WOODWARD, F.I.; SMITH, T.M.; SHUGART, H.H. Defining plant functional types: the end view. In: SMITH, T.M.; SHUGART, H.H.; WOODWARD, F.I. (eds.). **Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. p. 355-358.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. 4^aed. New Jersey: Prentice-Hall, 1999. 663p.