



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

POLIANA GABRIELLA DE ARAÚJO MENDES ALENCAR

**EFEITO DE BORDA NA DINÂMICA DO DOSSEL E SUB -
BOSQUE EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA EM
IGARASSU, PE, BRASIL**

RECIFE – PE

2010

POLIANA GABRIELLA DE ARAÚJO MENDES ALENCAR

**EFEITO DE BORDA NA DINÂMICA DO DOSSEL E SUB -
BOSQUE EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA EM
IGARASSU, PE, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito para obtenção do grau de mestre em Ciências Florestais.

ORIENTADORA:

Profa. Dra. Maria Jesus Nogueira Rodal

CO-ORIENTADOR:

Prof. PhD. Everardo V. de Sá Barretto
Sampaio

RECIFE – PE

2010

POLIANA GABRIELLA DE ARAÚJO MENDES ALENCAR

**EFEITO DE BORDA NA DINÂMICA DO DOSSEL E SUB - BOSQUE EM UM
FRAGMENTO DE FLORESTA ATLÂNTICA EM IGARASSU, PE, BRASIL**

Aprovada em: 19/02/2010

BANCA EXAMINADORA

Orientadora:

Profa. Dra. Maria Jesus Nogueira Rodal
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

Examinadores:

Profa. Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano - Titular
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

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

Profa. Dra. Lúcia de Fátima de Carvalho Chaves – Titular
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon – Suplente
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

DEDICO

*Dedico aos meus pais João e Donzita,
pelo exemplo de vida que são.
A vocês devo tudo.*

Ao Júnior pelo que representa em minha vida

OFEREÇO

A minha Orientadora Maria Jesus Nogueira Rodal

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pelo dom da vida, e por sempre iluminar meu caminho;

A minha família, pela confiança e incentivo: pelo amor incondicional e força constante que me fizeram chegar até aqui.

A meus irmãos Júnior e Germana que, mesmo longe, estão sempre passando boas energias;

A meu esposo Júnior, pelo incentivo, confiança e acima de tudo compreensão, pela minha ausência em casa e pelas decisões tomadas em minha vida. Obrigada pelo companheiro que você é;

A meu sogro, Francisco Batista, e a minha sogra, Joana, pelo incentivo;

A Amanda, pela amiga que foi durante estes dois anos, obrigada pelo companheirismo, compreensão e disposição.

A minha orientadora Profa. Maria Jesus Nogueira Rodal (Mari), pela preciosa orientação, disposição, paciência e oportunidade, sendo durante este dois anos mais que uma profissional e sim uma amiga.

Ao co-orientador Prof. Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio pela confiança e pelo incentivo que tem dando desde a graduação.

À Profa. Marta Maria de Almeida Souza, da Universidade Regional do Cariri pelo incentivo e amizade;

A toda equipe dos laboratórios LAFIT e LEVE, pelo companheirismo e pelos momentos de distração: Tânia, Diego, Ladvania, Sefora, Airton e Juliana;

Aos colegas do Projeto Fragmentos, pela colaboração durante a realização deste trabalho, em especial a Ana Carolina Borges Lins-Silva e a Michelle Trindade;

À Capes pela concessão de bolsa de mestrado;

Ao Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais e a todos os professores que sempre estiveram à disposição para transmitir seus conhecimentos. A todos os colegas do programa em especial a Tassiane, Rosival, Ana Patrícia e Marília, que dividiram comigo momentos de alegria e foram companheiros em todas as horas;

A Aldeni, Romário, Agna, Elisa, Wanderleya, Kleybiana, Tarcisio, Lucas e Patrícia pelos momentos de descontração que se fortaleceu em amizade;

A Juliana, Solana, Ana Neri e Sanya que, mesmo longe, estiveram sempre na torcida;

A Marquinho, Geninho e Seu Lenilson, pela valiosa ajuda em campo. Seu Alexandre que foi mais que um motorista e sim um amigo que sempre passou confiança.

Muito Obrigada.

RESUMO

Partindo da hipótese que ambientes de borda tem maior dinâmica que o interior florestal, este trabalho teve por objetivo quantificar a influência do efeito de borda na dinâmica (2005 e 2008) do dossel e do sub-bosque lenhoso, em diferentes ambientes de um fragmento de Floresta Atlântica em Igarassu, PE. A borda externa, formada a cerca de 35 anos, foi definida do limite florestal até 50 m, a borda interna entre 50 e 100 m e o interior a 150 m. Para amostragem do dossel (indivíduos com diâmetro do caule a $1,30 \text{ m} \geq 4,77 \text{ cm}$) foram alocadas 10 parcelas de $10 \times 10 \text{ m}$ por ambiente e do sub-bosque lenhoso (indivíduos com diâmetro do caule ao nível do solo entre 0,96 e 4,77 cm) em sub-parcelas de $5 \times 5 \text{ m}$ instaladas no vértice superior e lado esquerdo das parcelas do dossel. Houve tendência a diminuição no diâmetro e área basal do dossel em direção ao interior florestal, embora não tenham ocorrido diferenças significativas. As bordas do sub-bosque são estatisticamente semelhantes e diferindo do interior. O maior recrutamento no dossel ocorreu no interior e o menor nos dois ambientes de borda, quanto ao crescimento este foi semelhante nos três ambientes. No sub-bosque o maior recrutamento ocorreu nas bordas enquanto a mortalidade foi mais pronunciada no interior. No dossel a maior riqueza, diversidade e equabilidade foram registradas na borda externa. Padrão distinto do sub-bosque, onde houve maior riqueza no interior e maiores diversidade e equabilidade na borda interna. A distribuição espacial das populações mostrou correlação com diferentes variáveis do solo nos dois estratos, todavia ambos separaram significativamente o interior dos ambientes de borda. Os resultados indicam que o dossel já está selado e que os maiores valores de riqueza, densidade e taxa de mortalidade do sub-bosque no interior podem estar relacionados a distúrbios localizados.

Palavras Chave - Floresta úmida, mortalidade, nordeste do Brasil.

ABSTRACT

Based on hypothesis that the edge habitat has higher rates of dynamic than interior habitat, this study aims to quantify the influence of edge effect in the dynamics (2005 and 2008) of canopy and woody understory in a gradient edge – interior in a fragment of Atlantic Forest in Igarassu, Pernambuco. The external edge, formed about 35 years, was defined the forestry bound to 50 m, the internal edge between 50 and 100 m and the interior a 150 m. To sample the canopy (individuals with stem diameter at 1.30 m > 4.77 cm) were allocated 10 plots of 10 × 10 m for the environment and the woody understory (individuals with stem diameter at soil level between 0, 96 and 4.77 cm) in sub-plots of 5 × 5 m installed in the top corner and left side portions of the canopy. The physiognomy of canopy in the habitats were similar, although it is noted decreased of basal area and diameter towards the interior forest. In the understory, the edges are statistically similar, differing from the interior. In the canopy the highest recruitment occurred in the habitat interior, while growth was similar in the three environments. In the understory the highest recruitment occurred at the edges while the mortality was more pronounced in the interior. In the canopy the major values of richness, diversity and evenness were recorded in the external edge, while in the understory had major richness in interior and diversity and evenness in the internal edge. The spatial distribution of populations in the canopy and understory was correlated with different soil variables in the two strata, separating the two edges of the interior. The results point out that the canopy is already sealed and that the greatest richness, density and mortality rate of the understory in the habitat interior may be related to localized disturbances.

Keywords - Rainforest, mortality, Northeastern Brazil

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Expressão gráfica de ordenação das parcelas e das espécies no dossel nos dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica, baseada na abundância de 18 espécies em 30 parcelas e sua correlação com três variáveis ambientais (retas convergentes), na Mata de BR, Igarassu, PE.	32
Figura 2. Expressão gráfica de ordenação das parcelas e das espécies no sub-bosque nos dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica, baseada na abundância de 37 espécies em 30 parcelas e sua correlação com as sete variáveis ambientais (retas convergentes) na Mata de BR, Igarassu, PE.	33

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1. Parâmetros gerais, taxas de dinâmica, riqueza de espécies e índices de diversidade e equabilidade na borda, ambiente intermediário e interior da área de estudo em 2005 e 2008 para plantas do dossel (0,1 ha por ambiente) e no sub-bosque lenhoso (0,025 ha por ambiente) em Igarassu, PE. Números dentro dos parênteses correspondem aos indivíduos da classe que deixou de ser amostrados em 2005. As letras maiúsculas representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) entre (2005) e (2008), e as minúsculas entre borda externa, interna e interior, em 2005 e 2008.	24
Tabela 2. Número de indivíduos do dossel (0,1 ha por ambiente) e sub-bosque lenhoso (0,025 ha) em 2005 e 2008, por classes de diâmetro e de altura em três ambientes, na Mata de BR, Igarassu, PE. DAP – Diâmetro do caule a altura do peito; DNS – Diâmetro do caule ao nível do solo.	25
Tabela 3. Número de indivíduos das espécies em 2005 e 2008, no dossel (0,1 ha por ambiente) e do sub-bosque lenhoso (0,025ha por ambiente) na Mata de BR, Igarassu, PE. * = espécie indicadora do ambiente.	27
Tabela 4. Índice de similaridade de Sørensen dos três ambientes na Mata de BR, Igarassu, PE.	30
Tabela 5. Variáveis químicas e texturais dos três ambientes na Mata de BR, Igarassu, PE. Os valores são médias \pm desvio padrão das 30 amostras. As letras representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) entre borda externa, interna e interior.	31
Tabela 6. Análises de correspondência canônica da abundância de 18 espécies no dossel, distribuídas em 30 parcelas de 10 \times 10 m e 37 no sub-bosque, distribuídas em 30 parcelas de 5 \times 5 m, com as variáveis ambientais do solo na Mata de BR, Igarassu, PE. São fornecidas resultados dos dois primeiros eixos de ordenação.	32

SUMÁRIO

	Pág.
RESUMO	
ABSTRACT	
LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABELAS	
1 INTRODUÇÃO	11
2 REVISÃO DE LITERATURA	13
2.1 FRAGMENTAÇÃO E EFEITO DE BORDA	13
2.2 DINÂMICA	15
2.3 METODOLOGIA EM ESTUDOS DE DINÂMICA	18
3 MATERIAL E MÉTODOS	20
3.1 ÁREA DE ESTUDO	20
3.2 COLETA E TRATAMENTO DE DADOS	21
4 RESULTADOS	24
4.1 FISIONOMIA E DINÂMICA	24
4.2 RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE POPULAÇÕES EM FUNÇÃO DA HETEROGENEIDADE ESPAÇO-TEMPORAL	30
5 DISCUSSÃO	34
5.1 FISIONOMIA E DINÂMICA	34
5.2 RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE POPULAÇÕES EM FUNÇÃO DA HETEROGENEIDADE ESPAÇO-TEMPORAL	35
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	37
REFERÊNCIAS	37

1 INTRODUÇÃO

A influência da ação humana na paisagem em consequência do desmatamento para atividades agrícolas, extração de recursos renováveis e não renováveis tem causado diversas alterações nos padrões e processos ecológicos no ambiente (CADENASSO et al. 2003; HARPER et al. 2005). Essas ações transformam habitats anteriormente contínuos em áreas menores e isoladas uma das outras por uma matriz diferente do habitat original (FAHRIG, 2003). No que se refere a biodiversidade, a destruição de extensas áreas da floresta tropical tem com principal consequência a extinção de local de espécies (LAURANCE; BIERREGAARD, 1997). Este processo tem sido registrado por diversos autores que tem enfatizado principalmente o efeito de área (perda de habitat) e o efeito de borda (MURCIA, 1995; TABANEZ et al. 1997; FAHRIG, 2003, OLIVEIRA et al. 2004).

Diversas características do fragmento como orientação em relação ao sol, solo, tipo de matriz, idade, histórico de manejo, regularidade do perímetro e tamanho podem determinar a intensidade do efeito de borda na estrutura e na distribuição das populações de plantas numa comunidade vegetal (MURCIA, 1995; SHIBU et al. 1996; LAURANCE et al. 1998b). Considerando as variações microclimáticas e estruturais de comunidades arbóreas, alguns autores relataram que o efeito de borda apresenta a uma extensão de 50m (LAURANCE et al. 1998a; OOSTERHOONM; KAPPELLE, 2000; SILVA et al. 2008a), até centenas de metros para dentro da floresta (LAURANCE et al. 1998b; RANTA et al. 1998). A alteração tanto das condições ambientais como da composição de espécies nos habitats muitas vezes se refletem em uma dinâmica fortemente diferenciada entre borda e interior dos fragmentos, mesmo depois de muitas décadas após a fragmentação (OLIVEIRA FILHO et al. 1997).

Os efeitos de borda podem alterar as interações bióticas, os processos de regeneração natural, aumentar os níveis de danos causados por patógenos e herbívoros nas comunidades de plântulas, e que a intensidade destas perturbações vai determinar a velocidade da regeneração nas florestas tropicais (WHITMORE, 1990; GUARIGUATA; DUPUY 1997; BENITEZ-MALVINO; LEMUS-ALBOR, 2005). A esse respeito Alves; Metzger (2006) consideram que a limitação no recrutamento nas fases iniciais do ciclo de vida das plantas e um dos mecanismos mais importantes que controlam a regeneração florestal.

No contexto de fragmentação, estudos de dinâmica ou sucessão (PICKETT et al. 2008) têm sido utilizados para descrever processos de alteração na vegetação em várias escalas temporais e espaciais, uma vez que, a composição de espécies e sua estrutura mudam através do tempo em um mesmo local. Tais análises possibilitam avaliar o produto da interação dos

diferentes fatores bióticos e abióticos, num determinado intervalo de tempo, o que permite entender os processos ecológicos e, conseqüente, evolutivos, expressos por flutuações nos valores de mortalidade, recrutamento e crescimento dos indivíduos amostrados (LEWIS et al., 2004) e como as alterações nas condições ambientais como a disponibilidade de recursos, ocasionadas por distúrbios naturais ou antrópicos, influenciam o padrão espacial e a dinâmica das populações vegetais (LUNDBERG; INGVARSSON, 1998).

Na perspectiva de que paisagens fragmentadas a influencia da dinâmica no efeito de borda varie ao longo de um gradiente borda-interior (GASCON et al. 2000; LAURANCE et al. 2002), sabe-se que nos primeiros anos após a fragmentação, as bordas da floresta tendem a ser estruturalmente mais abertas e, portanto, mais permeáveis a fluxos de calor, luz, vento. Ao longo do tempo, entretanto, as bordas do fragmento tornam-se gradualmente mais fechadas pela proliferação de árvores colonizadoras e lianas, as quais têm uma influência substancial na mudança do microclima (CAMARGO; KAPO, 1995; DIDHAM; LAWTON, 1999), estrutura da vegetação (HARPER et al. 2005) e dinâmica de fragmentos florestais (LAURANCE et al. 1998b; MESQUITA et al. 1999). Como conseqüência, há um processo de selamento (*sensu* HARPER et al. 2005) da borda, embora os autores observem que o tempo daquele processo ainda é uma questão pouco conhecida.

Diferentes autores têm afirmado que o desmatamento das florestas das terras baixas neotropicais, especialmente do trecho nordestino da Floresta Atlântica do Brasil, tem levado um (SILVA; TABARELLI, 2000; TABARELLI et al. 2004). A esse respeito, Ribeiro et al. (2009) observaram que aquela floresta que cobria originalmente 150 milhões de hectares e que hoje restam apenas 16.377,472 ha. No caso do nordeste do Brasil, estudos de caso realizados em Pernambuco por RANTA et al. (1998) e TRINDADE et al. (2008) mostram que a grande maioria das florestas da região são irregulares e de tamanho reduzido, menos de 100 ha.

A partir desse referencial teórico, este trabalho testa a hipótese que em bordas de 35 anos de um remanescente de Floresta Atlântica do Nordeste do Brasil com 91 ha, tenham, em função do selamento da borda, tanto no dossel quanto no sub-bosque, valores de diâmetro, área basal, densidade, riqueza e dinâmica semelhantes ao longo do gradiente borda-interior.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 FRAGMENTAÇÃO E EFEITO DE BORDA

A influência da ação humana na paisagem, em consequência do desmatamento para atividades agrícolas e da extração de recursos minerais e madeira, tem causado diversas alterações nos padrões e processos ecológicos no ambiente (CADENASSO et al., 2003; HARPER et al., 2005). Estas ações produzem a fragmentação de habitats, processo freqüentemente definido na escala de paisagem, no qual uma grande expansão de habitats contínuos é transformada em áreas menores isoladas uma das outras manchas por uma matriz diferente do habitat original (FAHRIG, 2003). Segundo esta autora, a fragmentação causa vários efeitos no padrão do habitat com: (a) redução na quantidade de habitat; (b) aumento no número de manchas; (c) decréscimo no tamanho das manchas e (d) aumento no isolamento das manchas.

A fragmentação das florestas tropicais é uma das maiores ameaças à biodiversidade (BENÍTEZ-MALVIDO; ARROYO-RODRÍGUEZ 2008) e tem como principal consequência a extinção local de espécies (LAURANCE; BIERRAGAARD, 1997; FISCHER; LINDENMAYER, 2007). Tal processo provoca a diminuição do número de indivíduos de uma população, favorecendo a perda de variação genética e fazendo com que a população de cada fragmento possa vir a ter um tamanho menor que o mínimo adequado (KAGEYAMA; GANDARA; SOUZA, 1998). Sabe-se que a fragmentação florestal introduz uma série de novos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais, como as alterações nas abundâncias de polinizadores, dispersores, predadores e patógenos, nas taxas de mortalidade e recrutamento, na freqüência de incêndios e nas mudanças microclimáticas, que atingem de forma mais intensa as bordas dos fragmentos (VIANA; PINHEIRO, 1998).

O processo de fragmentação tem sido registrado por diversos autores que têm enfatizado principalmente o efeito de área (perda de habitat) e o efeito de borda (MURCIA, 1995; HARPER; MACDONALD 2002; FAHRIG, 2003; OLIVEIRA; GRILLO; TABARELLI, 2004). Diversos autores têm definido borda como a área de interação entre dois ecossistemas adjacentes, separados por uma transição abrupta, expondo os organismos a condições diferentes daquelas que existiam anteriormente (MURCIA, 1995; KAPOs et al., 1997). Segundo Ricklefs (1996) há uma relação direta entre os efeitos de borda e da área, observando que existem mais espécies nas grandes áreas do que em áreas menores, e que espécies em grandes populações têm maiores chances de escapar da extinção.

As bordas florestais alteram o fluxo de organismos, de energia e de matéria entre habitats distintos (CADENASSO et al., 2003), promovendo mudanças na estrutura (sensu KENT; COOKER, 1992) e composição da vegetação (WILLIAMS-LINERA; DOMÍNGUEZ-GASTELÚ; GARCIA-ZURITA, 1998; LAURANCE et al., 1998a). Diversas características do fragmento, como orientação em relação ao sol, solo, tipo de matriz, idade, histórico de manejo e regularidade do perímetro e tamanho, podem determinar a intensidade do efeito de borda na estrutura e na distribuição das populações de plantas numa comunidade vegetal (MURCIA, 1995; SHIBU et al., 1996; ROSS; FOX; FOX, 2002; EWERS; DIDHAM 2006; BENÍTEZ-MALVIDO; ARROYO-RODRÍGUEZ 2008). Considerando as variações microclimáticas e estruturais de comunidades arbóreas, alguns autores relataram que o efeito de borda atinge de 50 m (MURCIA, 1995; OOSTERHOORN; KAPPELLE, 2000; SILVA et al., 2008a), até centenas de metros para dentro da floresta (LAURANCE et al., 1998b),

Para Murcia (1995), três tipos de efeitos são visíveis na borda: efeitos abióticos nos quais ocorrem mudanças nas condições ambientais; efeitos biológicos diretos, implicando em mudanças de abundância e distribuição das espécies causadas pelas condições físicas próximas a borda; e efeitos indiretos, com mudanças nas interações das espécies. Essas mudanças afetam a dinâmica da vegetação e, com o tempo, estabelecem-se comunidades com composição de espécies distinta da original e da comunidade do interior dos fragmentos.

As mudanças na composição de espécies de plantas podem ocorrer devido ao aumento da mortalidade de árvores (LAURANCE et al., 1998a; HARPER; MACDONALD 2002), processo que acarreta ainda redução de biomassa de arbóreas e aumenta a emissão de carbono na atmosfera (NASCIMENTO; LAURANCE, 2004). Uma consequência crítica da fragmentação de habitats é o aumento dos distúrbios que favorecem árvores da sucessão inicial (LAURANCE et al., 1998a; TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; LAURANCE et al., 2006) e lianas (LAURANCE et al., 2001), e o declínio no crescimento das espécies clímax na florestal (LAURANCE et al., 1998b; TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999), acarretando em mudanças na riqueza e diversidade (HARPER et al. 2005). Com relação às mudanças estruturais ocorrerá um aumento das taxas de recrutamento e de mortalidade (WILLIAMS-LINERA; DOMÍNGUEZ-GASTELÚ; GARCIA-ZURITA, 1998; LAURANCE et al., 1998b; HARPER et al., 2005), crescimento dos indivíduos (WERNECK et al., 2000; HARPER et al., 2005) aumento na densidade de árvores jovens (HARPER et al., 2005) e maior incremento em diâmetro (FINEGAN; CAMACHO, 1999). Segundo Laurance et al. (2002), estas mudanças são dirigidas pelo efeito de borda, que causa mudanças físicas e bióticas nas bordas de habitats fragmentados.

O efeito de borda tem sido estudado em diversas partes do mundo, na perspectiva de compreender principalmente as mudanças na composição e na estrutura florestal (BENITEZ-MALVIDO 1998; OOSTEHOORN; KAPPELLE, 2000; OLIVEIRA; GRILLO; TABARELLI, 2004; HARPER et al., 2005; SCHEDLBAUER; FINEGAN; KAVANAGH, 2007).

No Brasil estudos sobre o efeito de borda foram realizados por Oliveira-Filho et al. (2007) em Minas Gerais; Lima-Ribeiro (2008) em Goiás e sobre os efeitos (de borda e de área) por Nascimento; Laurance (2006) na Amazônia. No Nordeste estudos têm sido desenvolvidos analisando o efeito de borda no dossel (OLIVEIRA; GRILLO; TABARELLI, 2004; HOLANDA, 2008; SANTOS et al., 2008), na fisionomia e estrutura do dossel e sub-bosque (SILVA et al., 2008a; SILVA et al., 2008b), e na estrutura do sub-bosque (GOMES et al., 2009). Vale ressaltar que as bordas podem mudar ao longo do tempo e, portanto, são componentes dinâmicos da paisagem, e que estudos de quantitativos de sua influência na estrutura do dossel e sub-bosque fornecem uma representação espacial de sua influencia (EUSKIRCHEN; LI; HARPER, 2006).

A ampliação do conhecimento sobre a diversidade biológica e a organização espacial das comunidades vegetais, em resposta à fragmentação da paisagem é de extrema importância, pois pode gerar subsídios para o manejo e a conservação dos recursos naturais, no longo prazo (CARVALHO et al., 2007).

2.2 DINÂMICA

De acordo com Pickett; Cadenasso; Meiners, (2008) os termos sucessão ou dinâmica são usados para descrever processos de alteração na vegetação em várias escalas temporais e espaciais, além disso, a composição de espécies e sua arquitetura muda através do tempo em um mesmo local (PICKETT; CADENASSO, 2005). Essas mudanças ao longo do tempo podem ocorrer de duas formas: quando a área exposta não havia sido previamente influenciada por comunidades ou quando a vegetação foi totalmente ou parcialmente removida, podendo essa remoção está relacionada tanto a distúrbios naturais de grande escala, como em pequenas escalas, neste caso ocasionado pela queda de árvores na floresta, causando a abertura de clareiras, (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Desta forma, a escala de intensidade e frequência do distúrbio determina a velocidade da sucessão (MARTINEZ-GARZA; HOWE 2003).

Mudanças nas condições ambientais e na disponibilidade de recursos, ocasionadas devido aos distúrbios naturais ou antrópicos, são alguns dos fatores que influenciam o padrão espacial e a dinâmica das populações vegetais (LUNDBERG; INGVARSSON 1998). Swaine; Lieberman (1987) observaram que nas florestas tropicais locais com ausência de interferência antrópica e distúrbio de grande intensidade, apresentam baixas mudanças na composição de espécies na floresta tropical.

De acordo com Uhl et al.(1988) nas florestas neotropicais a maioria das perturbações naturais é causada pela queda de árvores e conseqüente abertura de clareiras. Rees et al. (2001) consideram a dinâmica de clareiras e a heterogeneidade ambiental como os principais fatores responsáveis pela manutenção da alta diversidade de espécies nas florestais tropicais. As clareiras vão causar um aumento na disponibilidade de luz que é benéfico para o crescimento, a reprodução e recrutamento de espécies no sub-bosque, sendo considerados sítios de regeneração (BRUNA; RIBEIRO, 2005).

O potencial de regeneração de um ecossistema descreve os padrões da substituição das espécies ou das alterações estruturais, bem como os processos envolvidos na manutenção da comunidade (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; GAMA; BOTELHO; BENTESGAMA, 2002). Segundo Grubb (1977) o termo “nicho de regeneração”, expressa as necessidades de uma espécie para obter uma elevada probabilidade de sucesso na substituição de um indivíduo maduro por um novo indivíduo da nova geração. O autor ressalta ainda que, em muitas comunidades as diferenças de nicho entre espécies coexistentes podem se manifestar somente durante os primeiros estágios de desenvolvimento.

A velocidade de regeneração da floresta depende da natureza e intensidade dos distúrbios ocorridos (TURNER et al. 1996; GUARIGUATA; DUPUZ, 1997). Entre os indicadores da intensidade de distúrbio estão a eliminação de diásporos disponíveis, perda de nutrientes do solo e redução de habitats adequados ao recrutamento, exercendo forte influência sobre a velocidade de recuperação da floresta (UHL et al. 1988; KENNARD et al. 2002). Áreas em desenvolvimento sucessional podem recuperar a riqueza em poucas décadas (GUARIGUATA; OSTERTAG 2001). Porém, a composição florística pode ser muito diferente quando comparadas às florestas “madura” (FINEGAN 1996, TABARELLI; MANTOVANI 1999; GUARIGUATA; OSTERTAG 2001).

O conceito do termo regeneração é muito amplo. Para (Finol 1971), por exemplo, o estrato de regeneração natural é representado pelo conjunto de indivíduos arbóreos a partir de 0,1 m de altura até o diâmetro à altura do peito (DAP = 1,30 m) inferior ao que é utilizado no estudo do componente arbóreo. Felfili et al. (2000), consideram que apenas os indivíduos com

altura superior a 1 m representariam o potencial regenerativo florestal, por já terem ultrapassado a fase mais crítica de mortalidade. Observaram ainda que estes indivíduos são considerados bons indicadores da futura composição e estrutura da comunidade, estando apenas dependentes do surgimento de condições favoráveis para seu desenvolvimento.

O fato de diferentes autores apresentarem distintos conceitos do que seria regeneração (FINOL, 1971; FELFILI et al., 2000; LIMA-FILHO et al., 2002; OLIVEIRA; FELFILI, 2005; SCHORN; GALVÃO, 2006) tem levado uma maior utilização do conceito de sub-bosque (SALOMÃO; MATOS; ROSA, 2002; MEIRA-NETO; MARTINS, 2003; SAPORETTI-JÚNIOR; MEIRA-NETO; ALMADO 2003; GOMES et al. 2009). Trata-se de um conceito mais abrangente, envolvendo a vegetação arbustiva e subarbustiva dos ambientes florestais bem como os indivíduos jovens do dossel (OLIVEIRA; AMARAL, 2005). Apesar do sub-bosque de florestas tropicais ser composto por um vegetação diversa e, muitas vezes densa (COSTA; MAGNUSSON; LUIZÃO, 2005), pouco se sabe sobre sua dinâmica, devido a grande parte dos estudos em florestas tropicais têm sido concentrado em árvores (WRIGHT et al., 2003).

Segundo Salles; Schiavini (2007) e Nascimento et al. (1999) para que populações se mantenham numa determinada comunidade florestal, espera-se encontrar grande quantidade de indivíduos regenerantes, uma vez que espécies com poucos indivíduos no estrato inferior, estão mais susceptíveis a extinção local, visto que em ambientes antropizados nem todos os indivíduos atingirão a fase adulta. Todavia, estudos analisando os dois estratos são essenciais, uma vez que o dossel de uma floresta muda à medida que às árvores crescem e morrem e outras as substituem, este processo é resultante de um equilíbrio dinâmico representado pela fase de clareira, fase de construção e fase madura (FONSECA; RODRIGUES 2000).

Apesar da importância do processo de regeneração, estudos de comunidades do sub-bosque são pouco comuns (BENÍTEZ-MALVIDO 1998, SIZER; TANNER 1999; OLIVEIRA; MANTOVANI; MELO 2001; SALOMÃO; MATOS; ROSA, 2002; COELHO et al., 2003; BENÍTEZ-MALVIDO; MARTÍNEZ-RAMOS 2003; ALVES; METZGER 2006; GÜNTER; WEBER; AGUIRRE, 2007; GOMES et al., 2009) e apresentam uma metodologia muito diversificada dificultando a comparação entre os diversos trabalhos (GOMES et al., 2009).

2.3 METODOLOGIA EM ESTUDOS DE DINÂMICA

De acordo com Phillips; Nuñez; Timaná, (1998), a investigação da diversidade e dos processos ecológicos das florestas tropicais deve ser feita através da instalação e monitoramento de uma rede de parcelas permanentes, as quais permitem acompanhar os efeitos das mudanças globais e regionais. Estudos que examinam as mudanças nas populações usando informações dos censos, com a contagem e posterior recontagem de indivíduos sobreviventes, perdas e ganhos, têm suas informações comumente sumarizadas na forma de taxas de mortalidade, recrutamento e de rotatividade da comunidade (SHEIL; MAY, 1996), as quais são fundamentais nas descrições de populações de árvores (LEWIS et al., 2004). O processo de recrutamento é caracterizado por indivíduos que entram na nova etapa de medição, e a mortalidade é o número de plantas que morreram durante esse espaço de tempo (NAPPO et al 2004)

De acordo com Condit (1995) o objetivo da rede de parcelas no estudo da dinâmica era inicialmente a estrutura e o funcionamento das florestas e posteriormente incluiu o manejo florestal como: economia dos recursos florestais, dinâmica da extração sustentável e mudanças na comunidade de árvores com as mudanças climáticas. Do ponto de vista prático, esses estudos fornecem informações que servem de subsídio para o manejo, visando a conservação desses remanescentes florestais (SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000).

Lieberman; Lieberman, (1987) mostraram que nas florestas tropicais as taxas de mortalidade e de recrutamento apresentam variações espaciais e temporais (MANOKARAN; KOCHUMMEN, 1987). Porém, as causas dessas variações são ainda desconhecidas, não estando claro quanto é de origem determinística ou estocástica (REZENDE, 2002), o que reforça a necessidade de melhor conhecer as relações entre as taxas de dinâmica de comunidades arbóreas e variáveis ambientais locais.

As alterações, tanto espaciais como temporais, na composição florística e na estrutura da comunidade podem ser observadas por meio de estudos da dinâmica dessas comunidades, as quais avaliam o produto da interação dos diferentes fatores bióticos e abióticos, num determinado intervalo de tempo, visando entender os processos evolutivos expresso por flutuações nos valores de mortalidade, recrutamento e crescimento dos indivíduos amostrados (FELFILI, 1995; LEWIS et al. 2004; APPOLINÁRIO et al., 2005).

A maioria dos trabalhos em longo prazo em comunidades vegetais tem contemplado principalmente as florestas tropicais úmidas (CONDIT et al., 1992; CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1995; PHILLIPS; NUÑEZ; TIMANÁ, 1998). No Brasil além dos estudos em

florestas úmidas, como a amazônica (LAURANCE et al., 1998a; 2009), foram desenvolvidos outros em florestas estacionais semidecíduais (OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO 1997; WERNECK et al., 2000; PAULA et al., 2002; APPOLINARIO et al., 2005; HIGUCHI et al., 2008), em florestas de galerias (FELFILI, 1995; FELFILI, 1997; OLIVEIRA: FELFILI, 2005; LOPES; SCHIAVINI, 2007) e na caatinga (CAVALCANTI et al., 2009).

Lewis et al. (2004) argumentaram que apesar do conhecimento dessas taxas ser imprescindível para entender a dinâmica das florestas tropicais, muitos aspectos devem ser avaliados. Como exemplo, Rolim; Couto; Jesus, (1999) citaram as variadas formas e tamanhos das parcelas, os diferentes critérios de inclusão e o método de cálculo para taxas anuais de mortalidade. Além disso, esses autores observaram que alguns estudos incluem palmeiras, lianas ou arbustos, enquanto outras apenas espécies arbóreas e variadas tipologias florestais. Comparações devem ser feitas com cuidado, pois podem levar conclusões erradas sobre os processos dinâmicos que estariam ocorrendo na floresta.

A respeito da influência do intervalo entre os censos nas taxas de mortalidade e recrutamento, Lewis et al. (2004) comentaram que não há consenso entre os autores. Todavia, a revisão de estudos de dinâmica em florestas tropicais, realizada por esses autores apontou que estas taxas (mortalidade e recrutamento) declinaram com o aumento no intervalo de tempo. As taxas de mortalidade são baseadas em modelos que assumem a homogeneidade da população, em que cada membro tem probabilidade igual ou constante de morrer (SHEIL; BURSLEM; ALDER, 1995). Todavia, Lewis et al. (2004) observaram que o fato de nem todos os indivíduos terem a mesma probabilidade de morrer pode aumentar a heterogeneidade da população

Em estudos de dinâmica realizados por Oliveira-Filho et al. (2007) foi possível observar que com o tempo houve um processo geral de declínio na densidade e aumento da área basal que se caracterizou principalmente pela redução da densidade de árvores de classes de menor diâmetro e crescimento de árvores sobreviventes, sobretudo nas classes de menores diâmetros, o que denominaram como auto-desbaste. Todavia, outros autores observaram que a mortalidade independente do tamanho, para árvores acima ou entre 5 a 10 cm de diâmetro (LIBERMAN et al. 1985).

De acordo com Higuchi et al. (2008) o processo de fragmentação pode levar à instabilidade da floresta e à variabilidade espacial e que esta pode influenciar nas taxas de dinâmica em função das diferentes respostas das espécies. Segundo Oliveira-Filho et al. (2007) a dicotomia entre borda e interior criada após a fragmentação florestal é um dos

padrões de heterogeneidade espacial, sendo a dinâmica mais acelerada na borda que no interior, resultando em um padrão de instabilidade entre os dois ambientes.

A revisão realizada por Phillips et al. (1994) sobre a dinâmica e a riqueza de espécies arbóreas de vinte cinco florestas maduras em regiões tropicais mostrou que na Floresta Amazônica foram encontradas as maiores taxas de mortalidade (1,9%) e recrutamento (1,8%), quando comparadas as diversas florestas tropicais. Em revisão elaborada por Lewis et al. (2004) sobre dinâmica em sete florestas localizadas na África, Américas, Ásia e Austrália, foi observado que as taxas de mortalidade variaram de 0,86 a 2,02%. Entretanto, quando observado o aumento nos intervalos de censos, os autores verificaram um declínio na taxa de mortalidade, o que sugere a importância de intervalos curtos entre medições e de períodos longos para estudos sobre a dinâmica de florestas.

Higuchi et al. (2008), ao analisarem a variação nas taxas de mortalidade e recrutamento de indivíduos com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 5 cm, em quatro censos com intervalo de quatro e cinco anos, em uma floresta montana semidecídua em Minas Gerais, mostraram que tanto a taxa de mortalidade quanto de recrutamento foram balanceadas em todos os intervalos de tempo, com árvores mortas superando as recrutadas, exceto no primeiro censo, observando ainda que o diâmetro médio aumentou em todos os períodos analisados. Essa dinâmica da comunidade de árvores indica fortemente que o fragmento estava em fase de regeneração em todos os períodos do analisados.

Estudos realizados sobre a dinâmica de comunidades vegetais são importantes pois permitem avaliar as flutuações nos parâmetros de mortalidade, recrutamento e crescimento que ocorrem em um determinado intervalo de tempo (APPOLINÁRIO et al., 2005). Tais parâmetros são considerados essenciais para a compreensão dos mecanismos ecológicos das florestas tropicais, pois permitem o monitoramento e a previsão dos processos de mudança das populações e das comunidades vegetais (SCHORN; GALVÃO, 2006).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em um fragmento pertencente à Usina São José (USJ), município de Igarassu, Pernambuco, em um domínio de Floresta Atlântica (IBGE, 1992). A Usina possui 106 fragmentos florestais, correspondendo a cerca de 6660 ha, sendo que

praticamente a metade dos fragmentes (44,2%) apresentam entre 10 e 100 ha, (TRINDADE et al., 2008).

O fragmento escolhido é localmente denominado Mata de BR ($7^{\circ} 47' 14,22''$ e $7^{\circ} 48' 6,01''$ S e $34^{\circ} 56' 39,81''$ e $34^{\circ} 55' 59,58''$ W), com altitude variando de 20 a 85m. O fragmento apresenta 33% de proporção de borda, considerando a largura de borda como 50 m, como sugerido por Murcia, (1995) e confirmado por Silva et al. (2008b) em estudo realizado em outro fragmento da Usina São José. Em meados da década de 70 o fragmento possuía 208 ha restando hoje apenas 91 ha, rodeados por plantio de cana de açúcar. Possivelmente tal redução ocorreu a partir daquela década pelo incentivo do governo federal ao plantio de cana de açúcar (Proálcool). Durante o período de estudo não foi verificado sinais de fogo na mata apenas de corte seletivo. Os ventos predominantes na área vêm do sudeste.

O clima é classificado como As' (Köppen), quente e úmido (OLIVEIRA, 2003), com precipitação anual de 1687 mm e temperatura média anual de $24,9^{\circ}\text{C}$, entre os anos de 1998 e 2007 com chuvas concentradas entre março e agosto (dados coletados na estação meteorológico da USJ). Geologicamente, encontra-se sobre o Grupo Barreiras, de idade plio-pleistocênica, com solos predominantemente arenosos e relevo fortemente ondulado (CPRH, 2003).

3.2 COLETA E TRATAMENTO DE DADOS

Um primeiro levantamento de dados do dossel e sub-bosque lenhoso da Mata de BR foi realizado no segundo semestre de 2005 por Lins e Silva (informação pessoal) e (Gomes et al. 2009), respectivamente. Para amostragem do dossel foram instalados dois transectos perpendiculares à borda, ambos medindo 10×100 m, perfazendo uma seqüência de 10 parcelas contínuas de 10×10 m, partindo do limite florestal, a partir de metodologia modificada de Oosterhoorn; Kappelle (2000). A borda foi definida do limite florestal até 50 m, o ambiente intermediário entre 50 e 100 m. No interior, a mais de 150 m da borda, foram instaladas dez parcela de 10×10 m, em um único bloco de 20×50 m. Os transectos foram instalados com a mesma orientação sul, de forma a excluir a variável orientação em relação ao sol e a declividade em todas as parcelas semelhante (MURCIA, 1995; TABANEZ et al. 1997) Para o dossel foram amostrados e etiquetados todos os indivíduos vivos com diâmetro do caule a altura de 1,30 m do solo (DAP) $\geq 4,77$ cm, nestas parcelas. Para o sub-bosque lenhoso, foram alocadas 30 parcelas de 5×5 m, no vértice superior e no lado esquerdo nas parcelas maiores, onde foram amostrados e etiquetados todos os indivíduos com diâmetro do

caule ao nível do solo (DNS) entre 0,96 e 4,77 cm. Os dados do sub-bosque de 2005 foram reestruturados com a exclusão de indivíduos mortos.

O segundo levantamento foi realizado no segundo semestre de 2008, com a medição da altura e do diâmetro de todos os indivíduos vivos amostrados em 2005 e ainda vivos em 2008 e dos indivíduos novos que em 2008 já tinham atingido o critério de inclusão. Os indivíduos vivos em 2005 e desaparecidos em 2008 foram registrados como mortos. Em 2008, foram medidos os diâmetros de todos os indivíduos do dossel e sub-bosque que atenderam ao critério anterior e as alturas do sub-bosque lenhoso. Na ocasião foi adicionando ao sub-bosque lenhoso os indivíduos que ficavam entre as duas categorias de inclusão ($>4,77$ cm DNS e $<4,77$ DAP cm) com objetivo de evitar a descontinuidade entre os critérios.

Foram realizadas viagens semanais, durante 18 meses, para coleta de material botânico das espécies amostradas, as quais foram herborizadas e identificadas por meio de literatura especializada, comparação com material depositado nos herbários da região além de envio para especialistas. A coleção botânica testemunha foi incorporada ao acervo do Herbário Geraldo Mariz, com envio de duplicatas para o Herbário Sérgio Tavares (HST), da Universidade Federal Rural de Pernambuco. A grafia e a autoria das espécies foram verificadas pelo site www.ipni.org.

No centro de cada parcela de 10×10 foi coletada uma amostra simples da camada superficial do solo (0-20 cm), com cerca de 500 g. As amostras foram enviadas para o laboratório de Fertilidade do Solo do Instituto Agrônomo do Pernambuco e para o laboratório de Física do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para análises químicas e texturais, respectivamente, utilizando protocolo padrão da Embrapa, (1997). As variáveis de solo obtidas foram: pH em água; teores de fósforo (P), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e alumínio (Al^{3+}) e proporções de areia, silte e argila.

Nas duas amostragens (2005 e 2008) foram calculados os parâmetros gerais da comunidade: densidade, área basal, diâmetro e altura médios. Foram elaborados histogramas de diâmetro, com intervalo fixo de 5 cm para o dossel e 1 cm para o sub-bosque, e de altura para o sub-bosque com intervalo de 1 m. Para analisar a estrutura foi calculada a densidade absoluta das espécies. A diversidade de espécies, em 2005 e 2008, foi analisada pelo índice de diversidade de Shannon (H' , em nats./ind.) e equabilidade de Pielou (J'). Os cálculos dos parâmetros foram realizados no programa Mata Nativa 2 (SOUZA et al., 2006). Foi utilizado o índice de Sørensen para avaliar a similaridade florística entre os três ambientes.

Para comparar a fisionomia e a estrutura entre e dentro dos ambientes nos diferentes tempos (2005 e 2008) foram analisados: o número de indivíduos, área basal, altura e diâmetro

médio, riqueza, diversidade e equabilidade por parcela. A análise dentro dos ambientes nos dois tempos foi realizada pelo Teste t (unilateral), para amostras pareadas. Na comparação entre ambientes foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov para testar a normalidade. Os dados com distribuição normal foram submetidos a ANOVA de um critério, complementado pelo teste “ t ” de Student quando a ANOVA indicou diferença entre os ambientes com nível de significância de 0,05 (ZAR, 1999). Quando os parâmetros não indicaram normalidade foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis complementado pelo teste de Dunn. As classes diamétricas foram comparadas pelo teste Kolmogorov-Smirnov para amostras independentes. As variáveis químicas e físicas do solo foram comparadas entre os ambientes pela mesma análise utilizada na estrutura e fisionomia. Os testes foram realizados com o auxílio do programa estatístico Bioestat 2.0 (AYRES et al. 2000).

A partir dos dados de 2005 e 2008 foram calculadas as taxas de recrutamento, mortalidade e crescimento, da comunidade e dos ambientes, usando as fórmulas apresentadas por Sheil et al. (1995).

O grau de significância das espécies como indicadoras de cada ambiente foi realizado uma análise de espécies indicadoras, agregada ao teste de “Monte Carlo” ($p = 0,05$) (DUFRENE; LEGENDRE, 1997). Para As classes diamétricas foram comparadas pelo teste Kolmogorov-Smirnov para amostras independentes. As variáveis químicas e físicas do solo foram comparadas entre os ambientes pela mesma análise utilizada na estrutura e fisionomia. Os testes foram realizados com o auxílio do programa estatístico Bioestat 2.0 (Ayres et al., 2000).

Para correlacionar as variações quantitativas das espécies arbóreas nas parcelas com variáveis ambientais, foi adotada a análise de correspondência canônica (CCA) tanto para o dossel (CCA 1) quanto para o sub-bosque (CCA 2), que exigiu a preparação de três matrizes. As matrizes principais foram compostas pela abundância das espécies e a secundária pelas variáveis ambientais do solo. Como recomendado por Braak (1995), espécies raras foram eliminadas, incluindo apenas as com abundância > 5 na amostra. Todos os dados foram logaritmizados antes da análise para compensar os desvios causados por alguns valores muito elevados. As análises foram feitas utilizando o programa PC-Ord 4 (MCCUNE; MEFFORD, 1999).

4 RESULTADOS

4.1 - FISIONOMIA E DINÂMICA

Em 2008, os resultados do dossel mostraram que não houve diferença entre os ambientes. No sub-bosque, o interior teve padrão distinto das bordas (Tabela 1), com maior número de indivíduos (911 *versus* 401 e 386). Ainda nesse estrato, o diâmetro médio e área basal tiveram maiores valores na borda externa e no interior, respectivamente.

Tabela 1. Parâmetros gerais, taxas de dinâmica, riqueza de espécies e índices de diversidade e equabilidade na borda, ambiente intermediário e interior da área de estudo em 2005 e 2008 para plantas do dossel (0,1 ha por ambiente) e no sub-bosque lenhoso (0,025 ha por ambiente) em Igarassu, PE. Números dentro dos parênteses correspondem aos indivíduos da classe que deixou de ser amostrados em 2005. As letras maiúsculas representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) entre (2005) e (2008), e as minúsculas entre borda externa, interna e interior, em 2005 e 2008.

Parâmetros	Borda		Intermediário		Interior	
	2005	2008	2005	2008	2005	2008
DOSSSEL						
Número de indivíduos	149 ^B	156 ^A	142	150	138 ^B	153 ^A
Densidade (ind./ha)	1490	1560	1420	1500	1380	1530
Área basal (m ² /ha)	26,1	26,6	19,1 ^B	20,2 ^A	30,2	24,4
Diâmetro médio (cm)	12,6	12,5	10,9	10,9	12,7	11,9
Número de mortos	-	4	-	4	-	1
Número de recrutados	-	11	-	12	-	16
Taxa de mortalidade (%/ ano)	-	0,9	-	0,95	-	0,5
Taxa de recrutamento (%/ ano)	-	2,4	-	2,74	-	3,6
Crescimento (cm/ano)	-	0,16	-	0,15	-	0,15
Número de espécies	36 ^{ac}	38 ^a	30 ^b	32 ^b	28 ^c	29 ^b
Diversidade (H' nats.ind)	3,1 ^a	3,16 ^a	2,79 ^b	2,85 ^b	2,8 ^b	2,8 ^a
Equabilidade (J)	0,87	0,87	0,82	0,82	0,84	0,83
SUB-BOSQUE LENHOSO						
Número de indivíduos	306 ^{Bb}	401 ^{Ab}	263 ^{Bb}	386 ^{Ab}	770 ^{Ba}	911 ^{Aa}
Densidade (ind/ha)	12240	16040	10520	15440	30800	36440
Área basal (m ² /ha)	4,3 ^{Bb}	8,7 ^{Aab}	3,7 ^{Bb}	6,3 ^{Ab}	7,4 ^{Ba}	10,4 ^{Aa}
Diâmetro médio (cm)	1,81 ^a	2,18	1,89 ^{ab}	2,11	1,55 ^b	1,7
Altura média (m)	1,66	1,94	1,69	1,96	1,68	1,62
Número de mortos	-	24	-	19	-	64
Número de recrutados	-	104+(15)	-	130+(12)	-	197+(8)
Taxa de mortalidade (%/ ano)	-	2,7	-	2,5	-	2,8
Taxa de recrutamento (%/ ano)	-	10,24	-	14,3	-	7,8
Crescimento (cm/ano)	-	0,05	-	0,05	-	0,05
Número de espécies	35 ^b	40 ^b	36 ^b	43 ^b	48 ^a	55 ^a
Diversidade (H' nats.ind)	2,18 ^b	2,23 ^b	2,88 ^a	2,8 ^a	2,6 ^a	2,65 ^a
Equabilidade (J)	0,61	0,6	0,8	0,74	0,67	0,66

Cerca de 60% dos indivíduos do dossel (2008) nos três ambientes foram amostrados na classe de menor diâmetro (4,77-9,77 cm) (Tabela 2). No sub-bosque a maior proporção também ocorreu na classe de menor diâmetro (0,96-1,96 cm) (Tabela 2). Na classe $\geq 4,96$

DNS e <4,77 DAP foram contados 35 indivíduos, que deixariam de ser amostrados caso fosse mantida a descontinuidade do critério de inclusão do levantamento de 2005 (ver metodologia). O ambiente intermediário e o interior apresentaram maior número de indivíduos na segunda classe de altura (1,1 a 2 m), enquanto na borda o maior número ocorreu na primeira classe (0,1 a 1 m), sendo os indivíduos do interior significativamente mais alto que os dos demais ambientes (Tabela 2).

Tabela 2. Número de indivíduos do dossel (0,1 ha por ambiente) e sub-bosque lenhoso (0,025 ha) em 2005 e 2008, por classes de diâmetro e de altura em três ambientes, na Mata de BR, Igarassu, PE. DAP – Diâmetro do caule a altura do peito; DNS – Diâmetro do caule ao nível do solo.

CLASSES DE DAP (cm)	NÚMERO DE INDIVÍDUOS					
	Borda		Intermediário		Interior	
	2005	2008	2005	2008	2005	2008
DOSSSEL						
4,77-77,9	74	79	86	94	75	86
9,77-77,41	37	37	30	27	26	27
14,77-77,91	14	18	13	16	14	19
19,77-77,42	10	5	4	4	8	8
24,77-77,92	8	8	4	4	6	5
≥29,77	6	9	5	5	9	8
Total	149	156	142	150	138	153
CLASSES DE DNS (cm)	SUB-BOSQUE LENHOSO					
0,96 1,96	215	252	184	249	614	694
1,96 2,96	47	59	39	65	107	137
2,96 3,96	35	50	30	38	41	48
3,96 4,96	7	21	10	20	8	23
> 4,96 DNS e < 4,77 DAP	2	19	0	14	0	9
Total	306	401	263	386	770	911
CLASSES DE ALTURA (m)	SUB-BOSQUE LENHOSO					
0,1 1	111	149	58	114	145	308
1,1 2	127	130	143	139	435	354
2,1 3	33	50	49	71	141	140
3,1 4	12	17	8	26	39	68
4,1 5	15	31	2	15	6	21
5,1 6	3	16	2	9	3	14
>6	5	8	1	12	1	6
Total	306	401	263	386	770	911

Nos ambientes próximo a borda, o dossel teve praticamente o dobro da mortalidade (0,9 – 0,95%/ano, respectivamente), encontrada no interior (0,5%/ano). Todavia, não se pode fazer grandes generalizações em virtude do baixo número absoluto de indivíduos mortos (Tabela 1). No sub-bosque, as taxas foram semelhantes nos três ambientes, todavia, em termos de número de indivíduos, o interior apresentou quase três vezes o valor encontrado nos demais ambientes. Tanto no dossel quanto no sub-bosque os ambientes apresentaram valores semelhantes de crescimento (Tabela 1).

No dossel e no sub-bosque ocorreu aumento no número de indivíduos de 2005 para 2008, com o recrutamento bastante superior às mortes, nos três ambientes. O dossel do interior apresentou maior taxa de recrutamento (3,6%/ano) enquanto as taxas das bordas foram similares (2,4 – 2,74%/ano). No sub-bosque, o número de indivíduos recrutados foi maior no interior (197) do que nos ambientes próximos a borda (104 – 130), no entanto as taxas de recrutamento foram semelhantes nos três ambientes, em função da densidade inicial do interior ser superior a dos demais ambientes, provavelmente pelo elevado número de indivíduos de *Albizia pedicellaris*, aparentemente em função da queda de uma árvore antes do primeiro levantamento em 2005 (Tabelas 1 e 3).

No dossel, ocorreu um aumento na área basal nos ambientes de borda em função do acréscimo em densidade. Já no interior, mesmo com a ampliação do número de indivíduos, a área basal diminuiu. O decréscimo do diâmetro médio foi muito influenciado pela morte de um indivíduo com DAP grande (22 cm). O diâmetro médio no ambiente intermediário não cresceu entre 2005 e 2008, enquanto na borda ocorreu uma redução, em função entrada de novos indivíduos com diâmetros pequenos (Tabela 1).

No sub-bosque, os três ambientes apresentaram aumento na densidade, área basal e diâmetro médio. Destaque para os ambientes próximos ao limite florestal, onde os valores de área basal foram praticamente o dobro dos verificadas em 2005.

A hipótese de que no dossel, todos os ambientes teriam valores semelhantes de número de indivíduos, diâmetro e área basal foi corroborada. No sub-bosque diferente do esperado para bordas seladas, os parâmetros analisados ocorreram com maiores valores no interior.

Tabela 3. Número de indivíduos das espécies em 2005 e 2008, no dossel (0,1 ha por ambiente) e do sub-bosque lenhoso (0,025ha por ambiente) na Mata de BR, Igarassu, PE. * = espécie indicadora do ambiente.

Espécies	Borda				Intermediário				Interior			
	Dossel		Sub-bosque		Dossel		Sub-bosque		Dossel		Sub-bosque	
	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers.	20	19	38	69	19	21	51	106	18	22	49	94
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	20	22	28	40	30	32	21	32	5	7	140	149*
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	14	13	2	3	9	9	1	1	20	21	17	17*
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	12	13	-	2	4	4	-	-	23	26*	2	2
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	8	8	2	1	12	12	-	-	2	2	1	1
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	6	8	3	4	13	11	9	16	2	3	14	17
<i>Guapira nitida</i> (Schmidt) Lundell	4	4	2	3	7	7	2	3	8	9	23	22*
<i>Ouratea castanaeifolia</i> (DC.) Engl.	5	5	1	3	2	2	21	26	9	11*	108	121*
<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey	4	4	-	-	-	-	-	-	8	8*	3	2
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	4	4	-	2	6	6	-	-	1	1	4	4
<i>Byrsonima sericea</i> A.DC.	2	2	-	-	3	3	-	-	4	4	-	-
<i>Casearia javitensis</i> Humb., Bonpl. & Kunth	4	4	5	9	4	5	1	2	-	-	-	2
<i>Tabernaemontana flavicans</i> Willd. ex Roem. & Schult.	4	4	-	1	2	2	-	-	2	2	11	17*
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	1	1	-	-	1	1	2	2	6	6	10	8*
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	1	2	11	14	6	6	9	10	-	-	4	3
<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	4	4	1	-	2	2	-	-				

Tabela 4. Continuação

Espécies	Borda				Intermediário				Interior			
	Dossel		Sub-bosque		Dossel		Sub-bosque		Dossel		Sub-bosque	
	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008
<i>Ilex</i> sp.	1	1	-	1	1	1	1	4	4	4	5	5
<i>Maytenus distichophyla</i> Mart. ex Reissek	4	4	-	-	1	2	4	7	-	-	3	4
<i>Andira nitida</i> Mart. ex Benth.	-	-	-	-	5	5	-	2	-	-	-	-
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	-	-	-	-	-	-	-	1	5	4	214	243*
<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	1	3	-	1	1	1	1	1	2	2	-	-
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	2	2	143	169	-	-	20	27	1	2	4	7
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	-	-	1	1	-	1	3	3	3	3	29	34*
<i>Ocotea limae</i> Vattimo	-	-	2	3	3	3	16	15	-	1	8	15
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	2	2	1	1	-	-	1	1	1	1	1	2
<i>Gustavia augusta</i> L.	-	-	-	-	2	3	18	20*	-	-	-	-
<i>Annona</i> sp.	2	2	5	5	-	-	-	1	-	-	1	1
<i>Lecythis pisonis</i> (Cambess.) Miers	1	1	-	-	1	1	3	4	-	-	2	2
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., A.Juss. & Cambess.) Radlk.	-	1	5	6	1	1	7	10	-	-	7	6
<i>Cordia superba</i> Cham.	1	1	6	6	-	-	-	-	-	-	5	7
Indeterminada C	-	-	3	3	1	1	1	-	-	-	6	3
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A. St.-Hil.	-	-	1	1	1	1	8	6	-	-	-	-
<i>Abarema cochliocarpos</i> (Gomez) Barneby & Grimes	1	1	2	3	-	-	-	4	-	-	-	-
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	-	-	16	20	-	2	28	36	-	-	3	4
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	-	1	5	5	-	-	5	4	-	-	6	7

Tabela 4. Conclusão

Espécies	Borda				Intermediário				Interior			
	Dossel		Sub-bosque		Dossel		Sub-bosque		Dossel		Sub-bosque	
	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008	2005	2008
<i>Psychotria erecta</i> (Aubl.) Standl. & Steyerm.	-	-	1	1	-	-	2	1	-	-	24	29*
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	-	-	3	7	-	-	10	16	-	-	5	6
<i>Solanum asperum</i> Rich.	-	-	5	2	-	-	-	-	-	-	11	12*
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	16*
<i>Eugenia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	6*
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	-	-	3	3	-	-	1	3	-	-	3	3
Indeterminada A	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	3	5
<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	2	4
<i>Cordia nodosa</i> Lam.	-	-	1	-	-	-	3	5	-	-	-	-
<i>Erythroxylum</i> sp.	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	2	4
Outras (40 espécies)	21	20	7	9	5	5	13	16	14	14	17	27
	149	156	306	401	142	150	263	386	138	153	770	911

4.2 RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE POPULAÇÕES EM FUNÇÃO DAS VARIAÇÕES PEDOLÓGICAS

No dossel, em 2008, a borda apresentou número significativamente maior de espécies (38) que nos outros dois ambientes (borda interna, 32 e interior, 29), sendo 10 exclusivas, e a diversidade ($H' = 2,85$) também foi maior. No sub-bosque, o interior diferiu dos demais ambientes por sua maior riqueza de espécies (55 *versus* 43 e 40), com 13 espécies exclusivas, embora a maior diversidade tenha ocorrido na ambiente intermediário (Tabela 1). Todas as espécies exclusivas ocorreram com baixo número de indivíduos.

Os índices de Sørensen mostraram valores próximos entre os três ambientes tanto no dossel quanto no sub-bosque. Esses resultados mostraram ainda que a composição do interior não parece ser muito diferente da dos ambientes mais próximos a borda (Tabela 4).

Tabela 4. Índice de similaridade de Sørensen dos três ambientes na Mata de BR, Igarassu, PE.

	Dossel		Sub-bosque lenhoso	
	Borda	Interior	Intermediário	Interior
Borda	0,33	0,29	0,44	0,55
Intermediário	*	0,29	*	0,55

Um aspecto digno de nota é o surgimento no sub-bosque de 2008 de três espécies típicas do dossel que não estavam presentes neste estrato em 2005: *Protium giganteum*, *Simarouba amara* e *Calyptanthes brasiliensis*, e de quatro espécies típicas de sub-bosque (*Palicourea crocea*, *Senna quinquangulata*, *Erythroxylum squamatum*, *Miconia minutiflora*). Vale ressaltar que *P.crocea*, *S. quinquangulata*, *P. giganteum* e *S. amara* ocorreram apenas no interior. Outras três espécies (*Andira nitida*, *Schoepfia brasiliensis* e *Chaetocarpus myrsinites*) presentes apenas no dossel em 2005 passaram a fazer parte do sub-bosque lenhoso em 2008, exatamente nos mesmos ambientes do dossel, possivelmente em função da presença de plantas-mãe. Tais resultados indicam que a regeneração está sendo parcialmente autóctone, e que cerca de 70% das novas espécies que entraram na comunidade em 2008 ocorreram no interior (Tabela 3).

De um total de 52 espécies amostradas no dossel, três foram indicadoras do interior: *Ouratea castanaeifolia*, *Clusia nemorosa* e *Apuleia leiocarpa* (Tabela 3). Das 70 espécies do sub-bosque, 13 foram indicadoras, 12 do interior (*Eugenia* sp., *Himatanthus phagedaenicus*, *Solanum asperum*, *Symphonia globulifera*, *Tabernaemontana flavicans*, *Coccoloba mollis*, *Guapira nitida*, *Psychotria erecta*, *Ouratea castanaeifolia*, *Psychotria carthagenensis*,

Pogonophora schomburgkiana, *Albizia pedicellaris*) e apenas uma indicadora do ambiente intermediário (*Gustavia augusta*) (Tabela 3). A maioria absoluta das espécies indicadoras ocorreu no interior.

Das nove variáveis químicas e texturais de solo duas (silte e K^+) não variaram entre os ambientes e nem mostraram correlação significativa com os eixos, no dossel e sub-bosque, sendo, portanto eliminadas da análise de componentes principais. Além disso, as variáveis que compuseram os eixos 1 e 2 não foram as mesmas no dossel e sub-bosque. Das variáveis químicas, apenas duas diferiram entre os ambientes: o pH que apresentou maior concentração no interior e o Al^{3+} na borda interna. O teor de areia foi significativamente maior no interior o de argila na borda (Tabela 5).

Tabela 5. Variáveis químicas e texturais dos três ambientes na Mata de BR, Igarassu, PE. Os valores são médias \pm desvio padrão das 30 amostras. As letras representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) entre borda externa, interna e interior.

Variáveis	Autovalores						
				Dossel		Sub-Bosque Lenhoso	
	Borda	Intermediário	Interior	1	2	1	2
pH em H ₂ O	5 \pm 0,5ab	4,7 \pm 0,1b	5,2 \pm 0,2a	-	-	0,599	-1,593
P – Mehlich (mg.dm ⁻³)	5,4 \pm 4,8	4,6 \pm 0,5	3,3 \pm 1,2	-	-	-0,192	-0,361
Ca ²⁺ (cmolc.dm ⁻³)	1,4 \pm 1,4	0,6 \pm 0,3	0,9 \pm 0,5	-0,900	-0,452	-0,463	-0,132
Mg ²⁺ (cmolc.dm ⁻³)	0,9 \pm 0,7	0,6 \pm 0,1	0,7 \pm 0,1	-	-	-0,100	0,77
Al ³⁺ (cmolc.dm ⁻³)	0,9 \pm 0,8ab	1,2 \pm 0,2a	0,4 \pm 0,2b	-0,900	-0,425	-0,424	-1,686
Areia (%)	64,4 \pm 1,9b	67,8 \pm 2,1ab	72,8 \pm 7,7a	-	-	0,040	-0,463
Argila (%)	29,2 \pm 3,3b	27,0 \pm 2,2b	21,2 \pm 4,9a	-0,654	0,528	-0,289	0,269

Em termos de dossel, das sete variáveis pedológicas analisadas apenas três mostraram correlação significativa com os eixos: Al^{3+} , Ca^{2+} e argila. Todavia, as três apresentaram autovalores baixos ($<0,3$) para o primeiro (0,21) e segundo (0,08) eixos (Tabela 6). Os dois eixos em conjunto explicaram apenas 13,1% (eixo 1, 9,6 e eixo 2, 3,5%) da variação dos dados, indicando que grande parte da variância das espécies pode ser estocástica ou não explicável pelas variáveis analisadas (Figura 1).

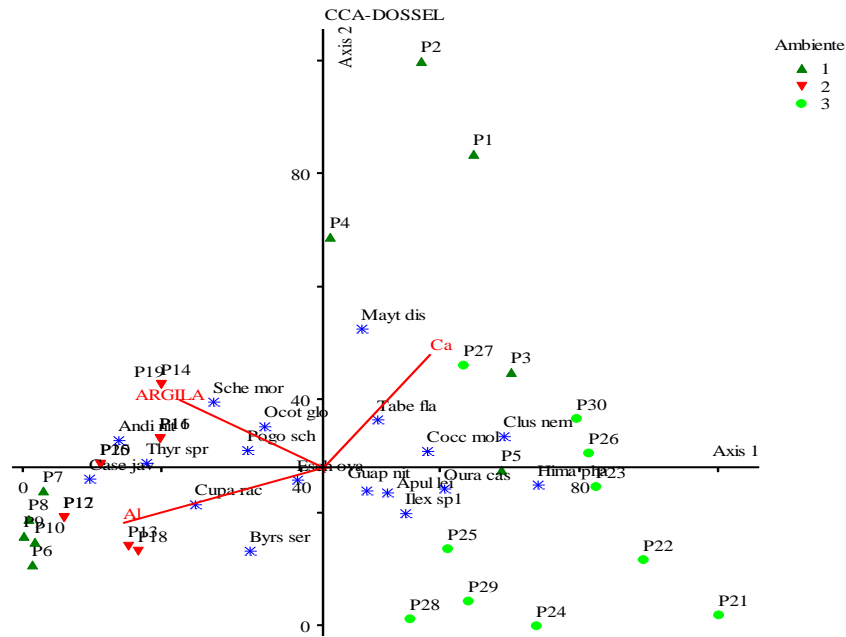


Figura 1. Expressão gráfica de ordenação das parcelas e das espécies no dossel nos dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica, baseada na abundância de 18 espécies em 30 parcelas e sua correlação com três variáveis ambientais (retas convergentes), na Mata de BR, Igarassu, PE. ▲ – Borda; ▼ - Intermediário; ● - Interior.

Com relação ao sub-bosque todas as sete as variáveis (P, pH, Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , areia e argila) mostraram correlação significativa com os dois primeiros eixos, e autovalor acima de 0,3 no eixo 1 (0,31) e baixo autovalor no eixo 2 (0,13) (Tabela 6). Os eixos 1 e 2 explicaram 14 e 6,4%, respectivamente da variação pedológica dos ambientes, indicando que grande parte da variância ainda permaneceu sem explicação. As correlações da abundância das espécies com as variáveis do solo mostraram altos valores 0,86 e 0,81 para os dois eixos, ambos significativos pelo teste de permutação de Monte Carlo ($p < 0,05$), indicando que a abundância das espécies foi correlacionada com as variáveis ambientais analisadas.

Tabela 6. Análises de correspondência canônica da abundância de 18 espécies no dossel, distribuídas em 30 parcelas de 10×10 m e 37 no sub-bosque, distribuídas em 30 parcelas de 5×5 m, com as variáveis ambientais do solo na Mata de BR, Igarassu, PE. São fornecidos resultados dos dois primeiros eixos de ordenação.

EIXOS	Dossel		Sub-Bosque Lenhoso	
	1	2	1	2
Autovalores	0,219	0,08	0,31	0,136
Correlação espécie \times ambiente	9,6	3,5	14,0	6,4
Variação percentual cumulativa (%) da relação espécie \times ambiente	9,6	13,0	14,0	20,5
Correlação de Pearson	0,76	0,67	0,86	0,81
Testes de permutação de Monte Carlo	0,01	0,14	0,01	0,03

Das variáveis analisadas apenas pH apresentou forte correlação com o eixo1, juntamente com as espécies *Cordia nodosa*, *Erythroxylum sp*, *Erythroxylum citrifolium*, *Rapanea guianensis*, *Solanum asperum*, *Symphonia globulifera*, *Thyrsodium spruceanum*, *Inga thibaudiano*, *Myrcia guianensis* e *Psychotria cartaginensis*. Já o eixo 2 foi fortemente correlacionada com o Al^{3+} e Mg e as espécies *Eugenia sp*, *Cupania racemosa*, *Trichilla leptota* e *Casearia javitensis* (Tabela 5; Figura 2). As demais variáveis e espécies apresentaram valores inferiores a 0,500. Assim, embora o eixo 1 da CCA tenha apresentado maior autovalor, apenas o segundo eixo mostrou uma clara separação dos ambientes de borda do interior (Figura 2).

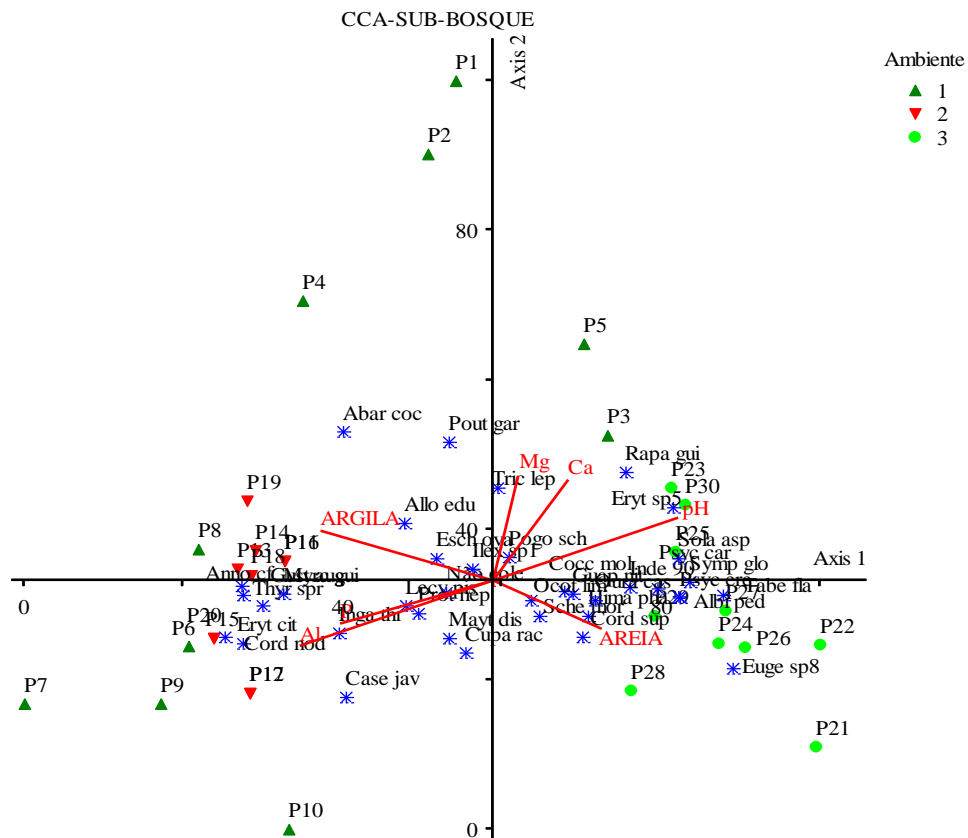


Figura 2. Expressão gráfica de ordenação das parcelas e das espécies no sub-bosque nos dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica, baseada na abundância de 37 espécies em 30 parcelas e sua correlação com as sete variáveis ambientais (retas convergentes) na Mata de BR, Igarassu, PE. ▲- Borda; ▼- Intermediário; ●- Interior.

As análises de CCA indicaram que grande parte da variância das espécies não é explicável pelas variáveis de solo analisadas, o que reforça o efeito de borda como variável estruturadora da comunidade já outras possíveis causas de variação como a topografia e a variável orientação da borda em relação ao sol foram controladas.

5 DISCUSSÃO

5.1 FISIONOMIA E DINÂMICA

Sabe-se que nos primeiros anos após a fragmentação as bordas da floresta tendem a ser mais abertas e que ao longo do tempo tornam-se gradualmente mais fechadas, pela proliferação de árvores colonizadoras e lianas na borda (HARPER et al. 2005), ocorrendo posteriormente diminuição de densidade ao longo da sucessão (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). Neste contexto, este trabalho mostra que bordas da área de estudo, formadas a 35 anos, já estariam seladas uma vez que no dossel de ambientes mais próximos da borda florestal houve densidade semelhante ao interior e próxima a outros levantamentos realizados na região nordeste do Brasil (SIQUEIRA et al. 2001; ROCHA et al. 2008; SILVA et al. 2008a; SILVA et al. 2008b) que, com mesmo critério de inclusão, relataram valores semelhantes (1471 a 1657 ind/ha).

Os resultados de área basal foram próximos do limite inferior registrado em outros levantamentos com o mesmo critério de inclusão nas terras baixas da região (SIQUEIRA et al., 2001; Alves-Júnior et al., 2006; Silva et al., 2008b), os quais variaram de 26,8 a 30,1 m²/ha. A respeito da velocidade de recuperação da estrutura florestal autores como GUARIGUATA; OSTERTAG, (2001) mostraram que a área basal recupera-se em menor velocidade que a densidade, o que parece ser o caso da área de estudo. De acordo com Finegan, (1996) a área basal tende a crescer com o aumento da idade da floresta, padrão que é visto como uma das principais características da sucessão.

No que se refere ao sub-bosque lenhoso houve distinção entre os ambientes do interior e dos mais próximos da borda, onde ocorreu menor densidade, área basal e diâmetro. Cabe destacar que os maiores valores dos parâmetros fisionômicos no interior podem estar relacionados a um distúrbio local, causado queda de uma árvore do dossel que levou a abertura de uma clareira, que provavelmente causou a expansão da população de *Albizia pedicellaris* em 2005. Segundo Oliveira-Filho et al. (1997) e Gomes et al. (2003) tais distúrbios locais desencadeiam as fases iniciais de sucessão, caracterizada pela expansão em densidade.

Caso a população de *Albizia pedicellaris* fosse retirada do interior, os valores de densidade entre os ambientes seriam próximos e a área de estudo, como um todo, apresentaria densidades similares aos outros levantamentos realizados na Usina São José, com o mesmo

critério de inclusão e bordas com idades semelhantes (SILVA et al. 2008a; SILVA et al. 2008b; GOMES et al. 2009).

Se, por um lado, a fisionomia do dossel em 2008 foi semelhante entre os ambientes, os dados de dinâmica mostraram que a taxa de mortalidade foi mais pronunciada nos ambientes mais próximos da borda. Todavia, o baixo número absoluto de mortos não permite maiores generalizações acerca da evolução desses ambientes (URIARTE et al. 2005; WILLS et al. 2006). No sub-bosque os ambientes mais próximos a borda apresentaram maior taxa de recrutamento que no interior, diferentemente do esperado para bordas seladas. Assim pode-se supor que o sub-bosque ainda não está selado, uma vez que há maior dinâmica ocorre nas bordas.

Estudos sobre as diferenças na dinâmica entre borda e interior são escassos na literatura, tornando difícil a comparação entre estes habitats. Por esta razão, os resultados do interior foram comparados a outros estudos realizados em florestas tropicais maduras, por possivelmente apresentarem condições ambientais mais semelhantes. A taxa de mortalidade (0,5 %/ano) foi próxima do limite inferior das relatadas em florestas tropicais úmidas e semideciduais que tem variado de 0,9 a 3,2 %/ano (SWAINE et al. 1987; CONDIT et al. 1992; PHILLIPS et al. 1994; CONDIT et al. 1999; ROLIM et al. 1999; PAULA et al. 2004; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004; OLIVEIRA-FILHO et al. 2007; LAURANCE et al. 2009). A taxa de recrutamento (3,6 %/ano) foi superior às relatadas por CONDIT et al. (1999) de 1,65 a 2,87%/ano em florestas tropicais úmidas. Indicando que a área ainda estaria ganhando biomassa o que também é confirmado pela menor área basal (que ainda não chegou aos valores registrados em outras terras baixas da região).

Os resultados de fisionomia e dinâmica apontaram para um possível selamento do dossel na borda uma vez que as premissas testadas foram corroboradas. Para o sub-bosque os dados de dinâmica mostraram que a borda estaria ainda em um estágio sucessional, embora haja maior densidade do sub-bosque no interior, em função de um distúrbio local, como foi acima discutido.

5.2 RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE POPULAÇÕES EM FUNÇÃO DA HETEROGENEIDADE ESPAÇO-TEMPORAL

O fato do CCA do dossel apresentar autovalores baixos (<0,3 *sensu* ter Braak 1995) para o primeiro (0,21) e segundo (0,08) eixos, e do CCA do sub-bosque apontar autovalor acima de 0,3 no eixo 1 (0,31) e baixo no eixo 2 (0,13), mostrou que as variáveis de solo não tiveram importância marcante na estrutura da comunidade, exceto para o sub-bosque do

interior. Portanto, as diferenças encontradas estrutura, especialmente do dossel, apontam que grande parte da variância das espécies pode ser estocástica ou não explicável pelas variáveis analisadas.

O fato dos índices de similaridade entre os três ambientes terem nível de semelhança similar, tanto no dossel como no sub-bosque lenhoso, indicou que não há ambientes com maior ou menor semelhança florística. Estudos no dossel realizados na USJ por Silva et al. (2008a) e Silva et al. (2008b), em borda de 35 anos, apresentaram o interior mais rico, padrão semelhante ao encontrado por Oliveira et al. (2004) e Santos et al. (2008) em bordas de 50 anos, utilizando um critério mas abrangente (DAP>10 cm). É possível que essa diferença esteja relacionada ao tamanho do fragmento, uma vez que todos foram realizados em áreas superiores a 300 ha. A literatura relata que as mudanças causadas pelo efeito de borda são proporcionais a área do fragmento (Farigh, 2003; Nascimento e Laurance, 2006).

A maior riqueza e diversidade no sub-bosque dos ambientes mais interioranos também foi registrada por Silva et al. (2008b), em um fragmento de 300 ha, e por Gomes et al. (2009) em um de 10 ha, todos realizados na USJ em bordas de cerca de 35 anos. Tais resultados parecem indicar que, independente da área do fragmento, o sub-bosque de bordas daquela idade tem uma condição distinta do interior. Cabe registrar que o distúrbio local causado pela queda de uma árvore pareceu influenciar apenas a densidade, uma vez que as espécies que passaram a fazer parte deste ambiente em 2008 (12) ocorreram em parcelas com variadas distâncias de onde ocorreu o distúrbio.

Os resultados indicaram que o dossel da borda formada a cerca de 35 anos não apresenta diferenças marcantes com o ambiente interior, caracterizando uma borda selada, ao contrário do sub-bosque. Tal diferença na resposta ao efeito de borda entre os dois componentes pode ser resultado do fato do sub-bosque ter tempo de resposta distinto do dossel. De acordo com Metzger (1998) a dinâmica da riqueza de espécies no sub-bosque é mais sensível as mudanças na estrutura do ambiente, enquanto as árvores do dossel necessitam de um período de tempo maior para expressar mudanças na riqueza na diversidade. Assim, o dossel das bordas estaria selado em termos florísticos e estruturais ou influencia do efeito de borda na estrutura não foi detectada por tratarem-se de espécies características de ambientes com histórico de perturbação? Com intuito de responder a essa questão analisamos a regeneração das populações das espécies indicadoras do dossel e sub-bosque no interior e borda e das espécies de maior abundância na amostra geral.

Levantamentos realizados na USJ por (Silva et al. 2008a; Silva et al. 2008b) mostraram que as duas espécies mais abundantes no dossel em todos ambientes: *Eschweilera*

ovata e *Pogonophora schomburgkiana* podem ser consideradas generalistas. *E. ovata* não mostrou diferença na distribuição entre os ambientes tanto no dossel quanto no sub-bosque, enquanto *P. schomburgkiana*, mais abundante no dossel da borda, teve maior recrutamento de indivíduos no sub-bosque do interior. Além disso, se associarmos o fato de não haver de espécies indicadoras da borda, tanto no dossel como no sub-bosque, com o baixo recrutamento no interior de duas das três espécies indicadoras do dossel no interior (*Apuleia leiocarpa* e *Clusia nemorosa*), pode sugerir que estrutura das populações mais abundantes nos diferentes ambiente sugere tratarem-se de espécies menos sensíveis a perturbações e que não seriam tão influenciadas pelo efeito de borda.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O valor da área basal total ainda esta aquém dos registrados para região nordeste do Brasil, ao contrário da densidade total. Tal padrão suporta a idéia que ao longo da sucessão a densidade recupera-se primeiro que a área basal. O fato dossel da borda não apresentar diferenças marcantes com o ambiente interior, caracterizaria a borda como selada, ao contrário do sub-bosque, indicando que possivelmente o tempo de resposta seria distinto entre os dois estratos. Todavia, a presença de espécies generalistas estruturalmente importantes em todos os ambientes regenerando no interior, associada a baixa regeneração de espécies indicadoras do interior aponta que boa parte das espécies mais abundantes são menos sensíveis a perturbações. Nessa perspectiva, pode-se supor que tais populações não seriam influenciadas efeito de borda e que portanto no dossel os ambientes não teriam uma influencia marcante do efeito de borda.

REFERÊNCIAS

ALVES-JUNIOR, F.T. et al. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de floresta ombrófila densa, Recife, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.1, p.49-56. 2006.

ALVES, L.F.; METZGER, J.P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1-26, 2006.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

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.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. 4 ed. Porto Alegre: Artmed Editora S/A. 2007. 740 p.

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.

BENÍTEZ-MALVIDO, J.; LEMUS-ALBOR, A. The seedling community of tropical rain forest edges and its interaction with herbivores and pathogens. **Biotropica**, v. 37, n.2, p. 301-313. 2005.

BENÍTEZ-MALVIDO, J.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. **Conservation Biology**, v. 17, p. 389-400. 2003.

BRUNA, E.M.; RIBEIRO, M.B.N. The compensatory responses of an understory herb to experimental damage are habitat-dependent. **American Journal of Botany**, v. 92, n. 12, p. 2101–2106. 2005.

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

CAMARGO, J.L.; KAPOS, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, p. 205-221. 1995.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

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.

CAVALCANTI, A.D.C. et al. Mudanças florísticas e estruturais, após cinco anos, em uma comunidade de Caatinga no Estado de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1210-1212, 2009.

COELHO, R.F.R. et al. Ingresso e mortalidade em uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal, Pará. **Acta Amazonica**, v. 33, n. 4, p. 619-630. 2003.

CONDIT, R. Research in large, long-term tropical forest plots. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 1, p. 18-22. 1995.

CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Mortality rates of 205 Neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological Monographs**, v. 65, n. 4, p.419-439. 1995.

CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Short-term dynamics of a Neotropical forest: Change within 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.

COSTA, F.R.C.; MAGNUSSON, W.E.; LUIZÃO R.C. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understory herbs in relation to topography, soil and watersheds. **Journal of Ecology**, v. 93, p. 863–878. 2005.

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

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

DIDHAM, R.K.; LAWTON, J.H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 17-30. 1999.

DUFRÊNE, 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.

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. 212p.

EUSKIRCHEN, E.S.; LI, Q.; HARPER, K.A. The influence of edges on plant communities: research frontiers for forested landscapes. In: CHEN, J., et al. (eds.). **Ecology of Hierarchical Landscapes: From Theory to Application**. Hauppauge New York: Nova Science Publishers, 2006. p. 71-88.

EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, v.81, p.117–142. 2006.

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

FELFILI, J.M. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 91, n.2-3, p. 235-245. 1997.

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.

FELFILI, J.M. et al. **Recuperação de Matas de Galeria**. Brasília: EMPRAPA Cerrado, Série Técnica v.21, n.1, p. 45-45. 2000.

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.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

FINEGAN, B.; CAMACHO, M. Stand dynamics in a logged and silviculturally treated Costa Rica rain forest, 1988-1996. **Forest Ecology and Management**, v. 121, p. 177-189. 1999.

FINOL, H.U. Nuevos parâmetros a considerarse en el análisis estructural de las selvas vírgenes tropicales. **Revista Florestal Venezolana**, v. 14, n. 21, p. 29-42. 1971.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265–280, 2007.

FONSECA, R.C.B.; RODRIGUES, R. R. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis**, v. 57, p. 27-43. 2000.

GAMA, J.R.V.; BOTELHO, S.A.; BENTESGAMA, M.M. Composição florística e Estrutura da regeneração natural de floresta secundária de Várzea Baixa no Estuário Amazônico. **Revista Árvore**, v.26, n.5, p.559-566. 2002.

GASCON C.; WILLIAMSON, B.; FONSECA G.A.B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v. 288, p. 1356–1358. 2000.

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.

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

GUARIGUATA, M.R.; DUPUZ, J.M. Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland Costa Rica. **Biotropica**, v. 29, n. 1, p. 15-28. 1997.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

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.

GÜNTER, S.; WEBER, M.; AGUIRRE, R.E.N. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. **European Journal of Forest Research**, v. 126, p. 67–75. 2007.

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.

HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E. Structure and composition of edges next to regenerating clear-cuts in mixed-wood boreal forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 13, p. 535–546. 2002.

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.

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

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B; SOUZA, L.M.I. Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 65-70. 1998.

KAPOS, V. et al. 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**, London: The University of Chicago Press, 1997. p. 33-44.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

KENNARD, D.K. et al. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 162, p. 197-208. 2002.

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

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.; BIERRAGAARD Jr., R.O. **Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago. 1997. 616 p.

LAURANCE, W.F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618. 2002.

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. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **Plos One**, v. 2, n. 10, p. e1017. 2007.

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

LAWES, M.J.; LAMB, B.C.C.; BOUDREAU, S. Area- but no edge-effect on woody seedling abundance and species richness in old Afromontane forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, v.16, p. 363-372. 2005.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

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.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, n. 4, p. 347-358. 1987.

LIMA-FILHO, D.A. et al. Regeneração natural de três hectares de Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme na região do rio Urucu - AM, Brasil. **Acta Amazônica**, v.32, n.4, p.555-569. 2002.

LIMA-RIBEIRO, M.S. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, p. 2, p. 535-545. 2008.

LOPES, S.F.; SCHIAVINI, I. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 249-261. 2007.

LUNDBERG, S.; INGVARSSON, P. Population dynamics of resource limited plants and their pollinators. **Theoretical Population Biology**, v. 54, p. 44-49. 1998.

MANOKARAN, N.; K.M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, n. 4, p. 315-330. 1987.

MARTINEZ-GARZA, C.; HOWE, H.F. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, p. 423-429. 2003.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

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

MEIRA-NETO, J.A.A.; MARTINS, F.R. Composição florística do estrato herbáceo-arbustivo de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.4, p.459-471. 2003.

MESQUITA, R.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, W.F. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, v. 129–134. 1999.

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

NAPPO, M.E. et al. Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em sub-bosque de *Mimosa scabrella* Bentham em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, v. 28, n. 6, p. 811-829. 2004.

NASCIMENTO, H.E.M. et al. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n.2, p. 329-342. 1999.

NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, W.F. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. **Ecological Applications**, v. 14, p. 127-138. 2004.

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 Amazônica**, v. 36, n. 2, p. 183-192. 2006.

OLIVEIRA, A.N.; AMARAL, I.L. Aspectos florísticos, fitossociológicos e ecológicos de um sub-bosque de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 35, n. 1, p. 1-6. 2005.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

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, L.J. Clima. In: ANDRADE, M.C.O. (Org.). **Atlas Escolar de Pernambuco: espaço geo-histórico e cultural**. João Pessoa: Grafset, 2003. p. 45-54.

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, p. 389-394. 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.

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.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J.M.; SCOLFORO, J.R.S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology**, v. 131, p. 45-66. 1997.

OLIVEIRA, R.J.; MANTOVANI, W.; MELO, M.M.R.F. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da floresta atlântica de encosta, Peruíbe, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v.15, n.3. p. 391-412. 2001.

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

PAULA, A. et al. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma Floresta Estacional Semidecídua em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.26, n. 6, p.743-749. 2002.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

PAULA, A. et al. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, p. 407-423. 2004.

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. (eds.). **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.

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

REES, M. et al. Long-Term Studies of Vegetation Dynamics. *Science*, v. 293, n. 5530, p. 650 – 655. 2001.

REZENDE, A.V. **Diversidade, estrutura, dinâmica e prognose do crescimento de um cerrado sensu stricto submetido a diferentes distúrbios por desmatamento**. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2002.

RIBEIRO, C.M 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.

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A, 1996. 470 p.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

ROCHA, K.D. et al. Caracterização da vegetação arbórea adulta em um fragmento de floresta atlântica, Igarassu, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.3, n.1, p. 35-41. 2008.

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.

ROSS, K.A.; FOX, B.J.; FOX, M.D. Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. **Journal of Biogeography**, v. 29, p. 749–765. 2002.

SALLES, J.C.; SCHIAVINI, I. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 1, p. 223-233. 2007.

SALOMÃO, R.P.; MATOS, A.H.; ROSA, N.A. Dinâmica do sub-bosque e do estado arbóreo de floresta tropical primária fragmentada da Amazônia Oriental. **Acta Amazônica**, v. 32, n. 3, p. 387-419. 2002.

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.

SAPORETTI-JÚNIOR, A.W.; MEIRA-NETO, J.A.A.; ALMADO, R. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptos grandis* W. Hill. ex. Maidem no município de Bom Despacho-MG. **Revista Árvore**, v.27, n. 6, p. 905-910. 2003.

SCHEDLBAUER, J.L.; FINEGAN, B.; KAVANAGH, K.L. Rain Forest Structure at forest-pasture edges in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 39, n. 5, p. 578–584. 2007.

SCHORN, L.A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Floresta**, v. 36, n. 1. 2006.

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.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 1, p. 765-800. 2000.

SHEIL, D.; MAY, R.M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, v. 84, n. 1, p. 91-100. 1996.

SHIBU, J. et al. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. **Forest Ecology and Management**, v. 87, p. 51-62. 1996.

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.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of Northeastern Brazil. **Nature**, v. 404, p. 72-74. 2000.

SIQUEIRA, D.R et al. Physiognomy, structure, and floristics in an area of Atlantic Forest in Northeast Brazil. In: GOTTSBERGER, G.; LIEDE, S. (eds.). **Life forms and dynamics in tropical forest**, Berlin: Jim Cramer, 2001. p. 11-27.

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

SOUZA, V.C. et al., **Mata Nativa 2**: Manual do usuário. Viçosa: Cientec. 2006. 295p.

SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D. Note on the calculation of mortality rates. **Journal of Tropical Ecology**, v. 83, p. 331-333. 1987.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

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.

TABANEZ, A.A.J.; VIANA, V.M.; DIAS, A.S. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.1, n.57, p.47-60. 1997.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo- Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 239-250. 1999.

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. 19, n. 119-128. 1999.

TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of Neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p.1419–1425. 2004.

TER BRAAK, C.J.F. Ordination. In: (ONGMAN, 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.

TURNER, I.M. et al., A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rain forest. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1229-1244. 1996.

UHL, C. et al. Vegetation dynamics in Amazonian tree fall gaps. **Ecology**, v. 69, p. 751-763. 1988.

ALENCAR, P.G.A.M. Efeito de borda na dinâmica...

URIARTE, M. et al. Seedling recruitment in a hurricane-driven tropical forest: light limitation, density dependence and the spatial distribution of parent trees. **Journal of Ecology**, v. 93, p. 291–304. 2005.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**. v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WERNECK, M.S.; FRANCESCHINELLI, E.V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 174, p. 337–346. 2004.

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.

WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forests**. Blackwell, London. 1990. 297p.

WILLIAMS-LINERA, G. Origin and early development of forest edge vegetation in Panama. **Biotropica**, v. 22, p. 235-241. 1990.

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.

WILLS, C. et al. Nonrandom processes maintain diversity in tropical forests. **Science**, v. 311, p. 527–530. 2006.

WRIGHT, S. J. et al. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology**, v 84, n. 12, p. 3174-3185. 2003.

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

