

DINÂMICA DA VEGETAÇÃO EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL

DYNAMICS OF VEGETATION IN AN ATLANTIC FOREST FRAGMENT IN NORTHEASTERN BRAZIL

Felipe Rodrigo de Carvalho Rabelo¹ Maria Jesus Nogueira Rodal² Ana Carolina Borges Lins e Silva²
André Luiz Alves de Lima³

RESUMO

Para testar a hipótese que a fisionomia, estrutura e dinâmica de espécies lenhosas são influenciadas pelo gradiente espacial borda-interior, foram coletados dados desses parâmetros em 2004, 2007 e 2010 em um fragmento de Floresta Atlântica. Foram amostradas para o Dossel (DS), plantas com circunferência do caule a altura do peito (CAP) > 15 cm e do sub-bosque (SB) com circunferência ao nível do solo entre > 3 cm e CAP < 15 cm em um gradiente borda-interior formado há 35 anos. Em 2004, foram avaliadas três posições no fragmento: borda, intermediária e interior (> 150 m do limite florestal), sendo analisados 1000 m² por local, divididos em parcelas de 10 m², para medir os indivíduos de maior classe. Em cada parcela foi instalada uma subparcela de 5 m² para amostragem do sub-bosque. Foram recolhidos ramos de três indivíduos adultos das espécies, para obtenção da densidade da madeira. O número de indivíduos (NI), área basal (AB), taxa de mortalidade (TM), taxa de recrutamento (TR), incremento periódico anual em diâmetro (IPA), taxa de perda (P) e ganho (G) de área basal e as taxas de rotatividade em número de indivíduos (TN) e em área basal (TA) da classe do componente arbóreo nos três locais evidenciaram não haver efeito de borda significativo. Na borda, o sub-bosque teve menores valores de NI e AB e maiores TM, que no interior do fragmento. Diferenças entre os estratos acontecem, independentemente do selamento da borda, já que plantas jovens na maior classe amostral apresentam indivíduos no SB, que são mais sensíveis que as árvores adultas às mudanças causadas pela criação da borda. Taxas de perda e ganho de AB e de rotatividade em NI e AB, no SB, apresentaram valores maiores que no DS, o que aponta para um estrato com maiores mudanças. No DS não ocorreram diferenças de riqueza de espécies entre os ambientes, distinto do observado no SB. A composição florística no DS nos ambientes mais próximos ao limite florestal foi bastante distinta que a do interior, indicando que ainda não houve recuperação da composição florística. Todos os ambientes do SB tiveram baixa similaridade. As bordas do DS e SB apresentaram maior concentração de indivíduos em intervalos de classe de menores valores de densidade de madeira. O DS já recuperou a biomassa, embora os ambientes de borda e intermediário não tenham recuperado a composição de espécies tardias. O SB ainda sofre efeito de borda. Possivelmente, a maior concentração de indivíduos em classe de menor densidade da madeira sendo resultado na borda.

Palavras-chave: composição de espécie; fitossociologia; taxas demográficas e de rotatividade.

ABSTRACT

To test the hypothesis that the physiognomy, structure and dynamics of woody species are influenced by the spatial gradient edge-interior, data were collected from these parameters in 2004, 2007 and 2010 in an Atlantic forest fragment. Species were sampled for the Canopy (DS), with circumference > 15 cm to 1.3 m

1 Engenheiro Florestal, Mestrando em Ciências Florestais pela Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, CEP 52171-900, Recife (PE), Brasil. felipe.rabelo@yahoo.com

2 Bióloga, Dr^a., Professora da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, CEP 52171-900, Recife (PE), Brasil. mrodal@terra.br / anacarol@db.ufrpe.br

3 Biólogo, Dr., Professor da Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Fazenda Saco, s/n, CEP 56900-000, Serra Talhada (PE), Brasil. andrelimabotanica@yahoo.com.br

soil and understory (SB) in circumference between ground level > 3 cm and CAP < 15 cm on edge-gradient formed within 35 years. In 2004, we assessed three positions in the fragment: edge, intermediate and inner (> 150 m from the forest boundary), and analyzed 1,000 m² per site, divided into plots of 10 m², to measure individuals of higher class. In each plot a sub-plot of 5 m² for sampling understory was installed. Branches were collected from three adult individuals from the species to obtain the density of the wood. The number of individuals (NI), basal area (BA), mortality (TM), recruitment rate (TR), periodic annual diameter increment (IPA), loss rate (P) and gain rate (G) Area and basal turnover rates in number of individuals (TN) and basal area (TA) class tree component in the three locations showed no significant edge effect. At the edge, the understory had lower values of NI and AB and higher TM than in the forest interior. Differences between the strata occur regardless of edge sealing, since young plants present in most individuals in the sample class SB, which are more sensitive than adult trees to changes caused by the creation of the edge. Rates of loss and gain of AB and AB turnover in NI and in SB presented higher values than on the DS, which points to a stratum with larger changes. In DS there were no differences in species richness among environments differs from that observed in SB. The floristic composition of the DS in environments closer to the forest limit was quite distinct from that of the interior, indicating that there has been no recovery of floristic composition. All environments SB had low similarity. The edges of the DS and SB had a higher concentration of individuals in class intervals smaller density values timber. The DS has already recovered biomass, although the edge and intermediate environments have not recovered species composition late. The SB still suffers the edge effect. Possibly, the highest concentration of individuals is in class with lower density wood result on edge.

Keywords: species composition; phytosociology; demographic rates and turnover.

INTRODUÇÃO

A fragmentação da floresta tropical produz uma série de remanescentes imersos em uma matriz distinta, em razão do uso diferenciado da terra (SAUNDERS et al., 1991). A esse respeito, Fahrig (2003) concluiu que os efeitos de área e de borda, resultantes da fragmentação, atuam paralelamente, existindo uma relação inversa entre o tamanho do remanescente e o efeito de borda (LAURANCE et al., 2002; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). Tais efeitos têm sido relacionados com a perda da biodiversidade (MYERS, 1997) que traz como resultado mudanças nas assembleias florestais (BENÍTEZ-MALVIDO; ARROYO-RODRÍGUEZ, 2008).

De acordo com Murcia (1995), as mudanças causadas pelo efeito de borda ocorrem porque nesses ambientes a dinâmica é mais acentuada, em função da maior mortalidade dos indivíduos, o que afeta a composição e distribuição de espécies. Cabe ressaltar que, no caso de árvores, devido à sua longevidade, nem sempre os efeitos da fragmentação são imediatos, pois as respostas das árvores adultas em relação às mudanças da paisagem podem ser lentas quando comparadas com as plantas jovens (METZGER, 1998; METZGER et al., 2009).

Autores como Finegan (1996) observaram

que em florestas neotropicais onde tenha havido um severo distúrbio, primeiramente há recuperação da área basal e densidade é só depois ao retorno da composição original de espécies. De modo análogo, pode-se esperar que bordas florestais, depois de algum tempo, recuperem pelo menos a sua biomassa. Além disso, há concordância que ecossistemas podem recuperar parte de suas funções ecológicas muito antes de recuperar a sua composição florística original (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Sabe-se que diversas características morfológicas, fisiológicas e fenológicas influenciam o desempenho de plantas (VIOLLE et al., 2007) e a distribuição das espécies ao longo de variações ambientais (POORTER et al., 2008). Dentre estas, destaque para densidade de madeira, pela facilidade na obtenção de dados (CORNELISSEN et al., 2003) e do fato de apresentarem relação com a sobrevivência e o crescimento (CHAVE et al., 2009). Plantas com alta porcentagem de tecido fibroso e com paredes celulares espessas têm alta densidade de madeira (SWENSON; ENQUIST, 2007), armazenando mais carbono por unidade de volume e possuindo menor fração de condutos (vasos), o que pode resultar em menor taxa de fotossíntese, respiração (WEIHER et al., 1999) e crescimento em biomassa (POORTER et al., 2008). Assim, a sobrevivência aumenta com o aumento da densidade de madeira (MARTÍNEZ-

VILALTA et al., 2010), uma vez que madeiras densas possibilitam maior estabilidade mecânica, protegem contra patógenos e impactos referentes à queda de árvores (CHAVE et al., 2009).

Acerca das estratégias de regeneração na floresta tropical na Costa Rica, Chazdon et al. (2010) relataram que nas áreas com pós-distúrbio mais recente (a exemplo do que ocorre nas bordas) há um maior número de espécies de crescimento rápido e de baixa densidade de madeira, enquanto nas áreas mais antigas (similar ao interior) há mais espécies de crescimento lento e alta densidade da madeira. Diante desta relação, diversos pesquisadores observaram que as taxas de crescimento e mortalidade declinaram com aumento da densidade da madeira (POORTER et al., 2008; MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2010).

A partir do exposto, espera-se que ao longo de um gradiente espacial borda-interior de um fragmento de Floresta Atlântica, cuja borda foi formada há cerca de 35 anos, a borda tenha uma dinâmica mais acelerada no dossel e sub-bosque. Além disso, nas áreas mais próximas ao limite florestal, acredita-se que a borda tenha um predomínio de indivíduos e espécies de madeira com menor densidade e com maiores taxas de mortalidade e incremento em diâmetro.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O levantamento foi realizado em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 1992), pertencente à Usina São José (USJ), município de Igarassu, estado de Pernambuco, Brasil. A usina possui 106 fragmentos florestais, correspondendo a 76,95 km² (TRINDADE et al., 2008). O fragmento estudado possui forma irregular, sua borda foi formada há 35 anos e localmente é conhecido como Mata de Cruzinha (7°41'24,87" e 7°42'10,32" S e 34°58'13,76" e 34°57'31,32" W). Tem 87,3 ha, com altitude variando de 25 a 100 m, sendo rodeado por uma matriz de cana-de-açúcar.

O clima é classificado como As' (Köppen), tropical úmido, com temperaturas médias anuais de 24°C, de julho a agosto e de 27°C, em fevereiro (CPRH, 2003). A precipitação pluviométrica média anual para os intervalos 2004-2007 e 2007-2010 foram, respectivamente, 1946 mm e 1906 mm, dados obtido no Laboratório de Meteorologia de Pernambuco (LAMEPE/ITEP). Geologicamente, a

área tem idade pliopleistocênica, com solos arenosos e relevo fortemente ondulado (CPRH, 2003).

Coleta dos dados

Em 2004, foram avaliadas três posições no fragmento: borda (0-50 m do limite florestal, de acordo com Silva et al. (2008)), intermediário (50-100 m) e interior (mais de 150 m do limite florestal), sendo analisados 1000 m² por ambiente, divididos em parcelas de 10 × 10 m, nas quais indivíduos do dossel com circunferência do caule a altura do peito ≥ 15 cm foram marcados. No vértice de cada parcela, foi estabelecida uma subparcela de 5 × 5 m para amostragem do sub-bosque lenhoso, que inclui plantas com circunferência do caule ao nível do solo entre ≥ 3 cm e CAP < 15 cm. Nos anos de 2004, 2007 e 2010 foram mensuradas a altura e a circunferência de todos os indivíduos vivos que estavam dentro dos critérios de inclusão estabelecidos. O material botânico fértil das espécies amostradas nas parcelas foi depositado no Herbário Geraldo Mariz da UFPE. Para verificar a densidade básica média da madeira, foi coletada uma amostra de caule (disco amostral), com 2 cm de comprimento e 12,33 cm (± 1,84) de circunferência média (LIMA; RODAL, 2010) de cada um dos três indivíduos adultos, mais desenvolvidos, de todas as espécies presentes em 2010 (BARBOSA; FERREIRA, 2004).

Análise dos dados

A classificação das famílias seguiu o sistema APGIII (2009). A grafia dos nomes científicos e autoria das espécies seguiram a base da Lista de Espécies da Flora do Brasil (FORZZA et al., 2012). Os valores de número de indivíduos, área basal, diâmetro médio, número de espécies, número de mortos e número de recrutados foram calculados por ambientes, nos diferentes tempos (2004, 2007 e 2010). Para avaliar a dinâmica dos indivíduos do dossel e sub-bosque por ambiente nos tempos foram calculadas as taxas de mortalidade, recrutamento, perda e ganho de área basal, rotatividade (*turnover*) em número de indivíduos e área basal e o incremento periódico anual em diâmetro (SHEIL et al., 1995; SHEIL; MAY, 1996; OLIVEIRA-FILHO et al., 1997; SHEIL et al., 2000). Os cálculos dos parâmetros foram realizados no programa ® MS Excel (2007).

Para análise estatística do número de indivíduos, área basal, diâmetro médio, número de

mortos, número de recrutados e incremento periódico anual foi testada, inicialmente, a normalidade dos dados através do teste Kolmogorov-Smirnov. Nas comparações entre e dentre as posições no fragmento em dados com distribuição normal foi empregada à análise de variância (ANOVA), complementada pelo teste HSD-*Tukey*. Dados sem distribuição normal foram analisados pelo teste Kruskal-Wallis e completado pelo teste Dunn, exceto para número de mortos, recrutados e incremento periódico anual em diâmetro dentro dos ambientes, nos quais, em dados com distribuição normal, foi aplicado o teste *t* e em dados sem distribuição normal, teste Wilcoxon.

As taxas de mortalidade, recrutamento, perda e ganho de área basal e rotatividade em número de indivíduo e em área basal, foram transformadas a partir do Arco Tangente. A normalidade dos dados foi testada através do teste Kolmogorov-Sminov. Nas comparações entre os ambientes, dados com distribuição normal foram submetidos à análise de variância (ANOVA), complementada pelo teste HSD-*Tukey*. Dados sem distribuição normal foram analisados pelo teste Kruskal-Wallis e complementados pelo teste Dunn. Nas comparações dentre os ambientes, os dados com distribuição normal foram submetidos ao Teste *t*. Dados sem distribuição normal foram analisados pelo teste Wilcoxon.

A diversidade em nível de espécies para o dossel e sub-bosque por ambiente nos três tempos foi estimada pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a equabilidade pelo coeficiente de equabilidade de Pielou (J) (MAGURRAN, 1989). Para avaliar diferenças na diversidade entre os ambientes nos diferentes tempos foi empregada fórmula de Hutcheson citada em Magurran (1989). A similaridade florística no nível de espécie ocorreu entre os ambientes borda e intermediário, borda e interior e intermediário e interior empregando índice de Sørensen (MAGURRAN, 1989). Essa comparação também foi realizada nos tempos 2004, 2007 e 2010. A densidade básica média da madeira foi determinada segundo metodologia de Trugilho et al. (1990). As peças amostrais foram saturadas em água por três dias e em seguida mediu-se seu volume, foram postas para secar em estufa a 103°C e pesadas. A relação entre o peso seco e o volume da peça foi usada para determinar a densidade básica da madeira. Para avaliar a distribuição do número de espécies e indivíduos do dossel e sub-bosque com maior e menor densidade básica média da madeira no gradiente borda-interior, foi elaborada

uma tabela com percentual do número de espécies e indivíduos por classe de densidade da madeira com intervalo 0,2500 g.cm⁻³. Em seguida, a relação densidade básica média da madeira e as taxas demográficas para o dossel e sub-bosque foram analisadas através da correlação de Pearson ($p \leq 0,05$). Nesses cálculos, não foram considerados os ambientes. A normalidade dos dados foi testada através do teste Kolmogorov-Smirnov, dados com distribuição normal foram analisados pela correlação de Pearson. Dados sem distribuição normal foram submetidos a transformações logarítmicas (POORTER et al., 2008; MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2010) e em seguida submetida à correlação de Pearson (POORTER et al., 2008). Os testes foram realizados com o auxílio do programa Bioestat 2.0 (AYRES et al., 2000).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fisionomia

A variação dos parâmetros (número de indivíduos, área basal e diâmetro médio) não indicou diferenças estatísticas do dossel entre as posições espaciais no fragmento nos três tempos (2004, 2007 e 2010) (Tabela 1). As copas do interior no componente dossel apresentaram os menores valores para número de indivíduos e os maiores diâmetros médios, ao contrário dos ambientes de borda e intermediário que tiveram os maiores valores para número de indivíduos e os menores diâmetros médios.

No estrato do sub-bosque (2004, 2007 e 2010), a área basal dos ambientes mais próximos do limite florestal aumentou com o tempo (Tabela 1). O número de indivíduos nos ambientes de borda e interior não variaram no tempo, aumentando apenas no ambiente intermediário. Nesse estrato, o número de indivíduos e área basal foi menor na borda do que nos demais ambientes (Tabela 1).

Os resultados de número de indivíduos e área basal encontrados no dossel mostraram que não houve efeito de borda, ou se houve, a borda já estaria “selada” (HARPER et al., 2005), ou seja, recuperada em termos de biomassa. Todavia, no sub-bosque, o número de indivíduos e a área basal apresentaram menores valores na borda em relação às demais posições no fragmento nos três censos. Mesmo em bordas com dossel selado, sabe-se que há diferenças entre os dois estratos, uma vez que as áreas mais próximas do limite florestal sofrem

TABELA 1: Parâmetros analisados nos três censos para o dossel (1.000 m² por ambiente) e para o sub-bosque (250 m² por ambiente) da Mata de Cruzinha, Igarassu, PE. Letras maiúsculas representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) no tempo, e as minúsculas nos ambientes.

TABLE 1: Parameters analyzed in the tree census to the canopy (1,000 m² by environment) and to the understory (250 m² by environment) in Cruzinha forest, Igarassu, Pernambuco state. Capital letters represent statistically significant differences ($p \leq 0.05$) in time, and the lowercase letters represent the statistically significant differences between environments.

Dossel	Borda			Intermediário			Interior		
	2004	2007	2010	2004	2007	2010	2004	2007	2010
Número de indivíduos	183Ab	165Aab	193Aab	255Aa	207Aa	231Aa	159Aa	139Ab	147Ab
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	20,59Aa	21,47Aa	20,55Aa	24,22Aa	19,96Aa	21,49Aa	24,29Aa	22,99Aa	23,99Aa
Diâmetro médio (cm)	11,97Ab	12,87Aab	11,64Ab	11,00Ab	11,08Ab	10,88Ac	13,95Aa	14,51Aa	14,42Aa
N° de mortos	-	20Ab	5Ba	-	52Aa	16Ba	-	20Ab	10Aa
N° de recrutas	-	2Ba	33Aa	-	4Ba	40Aa	-	0Ba	18Aa
TM (%.ano ⁻¹)	-	3,78Aa	1,02Ba	-	7,32Aa	2,65 Ba	-	4,38Aa	2,46Aa
TR (%.ano ⁻¹)	-	0,36Ba	6,27Aa	-	0,52Ba	6,07Aa	-	0,00Ba	4,14Aa
P (%.ano ⁻¹)	-	2,73Aa	7,15Aa	-	8,86 Aa	5,94Aa	-	2,68Aa	3,30Aa
G (%.ano ⁻¹)	-	0,16Ba	2,84Aa	-	0,17Ba	2,27Aab	-	0,01Ba	1,34Ab
IPA (mm.ano ⁻¹)	-	2,42Ba	0,72Aa	-	1,25Ab	1,64Aa	-	0,36Ac	1,64Aa
TN (%.ano ⁻¹)	-	2,07Aab	3,64Aa	-	3,92Aa	4,36Aa	-	2,19Ab	3,30Aa
TA (%.ano ⁻¹)	-	1,44Aa	4,99Aa	-	4,52Aa	4,09Aa	-	1,34Aa	2,32Aa

Sub-bosque	Borda			Intermediário			Interior		
	2004	2007	2010	2004	2007	2010	2004	2007	2010
Número de indivíduos	157Ab	241Ab	253Ab	243Bb	382Aa	426Aa	376Aa	376Aab	429Aa
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	2,21Bc	3,65Bb	4,95Ab	3,63Cb	5,43Ba	7,07Aa	4,95 Aa	5,22Aab	6,88Aab
Diâmetro médio (cm)	2,12Aa	2,20Aa	2,49Aa	2,18Aa	2,13Aa	2,30Aa	2,14 Aa	2,10Aa	2,26Aa
N° de mortos	-	17Bb	31Aa	-	29Ab	39Aa	-	79Aa	32Ba
N° de recrutas	-	101Ab	43Bb	-	168Aa	83Bab	-	79Ab	85Aa
TM (%.ano ⁻¹)	-	3,75Aa	4,49Aa	-	4,15Aa	3,53Aa	-	7,56Aa	2,92Ba
TR (%.ano ⁻¹)	-	18,01Aa	5,63Ba	-	19,15Aa	6,77Ba	-	6,56Ab	7,03Aa
P (%.ano ⁻¹)	-	19,55Aa	16,09Aa	-	13,62Aa	9,79Aa	-	9,60Aa	11,02Aa
G (%.ano ⁻¹)	-	15,51Aa	12,89Aa	-	11,83Aa	8,28Ba	-	3,43Bb	8,69Aa
IPA (mm.ano ⁻¹)	-	0,55Aa	0,71Aa	-	0,66Aa	0,56Aa	-	0,24Aa	0,31Aa
TN (%.ano ⁻¹)	-	10,88Aa	5,06Aa	-	11,65Aa	5,15Ba	-	7,06Aa	4,98Aa
TA (%.ano ⁻¹)	-	17,53Aa	14,19Aa	-	12,73Aa	9,04Aa	-	6,51Aa	9,86Aa

Em que: TM = Taxa de mortalidade; TR = Taxa de recrutamento; P = Taxa de ganho de área basal; G = Taxa de ganho de área basal; IPA = Incremento periódico anual em diâmetro; TN = Taxa de rotatividade em número de indivíduos e TA = Taxa de rotatividade em área basal.

maior ação dos ventos, luminosidade e alterações nos níveis de umidade (MURCIA, 1995; KAPOs et al., 1997), sendo as plantas no sub-bosque mais sensíveis a essas perturbações do que as árvores adultas (METZGER, 1997).

Dinâmica da vegetação

Na amostragem em 2004, foram registrados

597 indivíduos no dossel. Em 2007, houve o ingresso de seis indivíduos e morte de 92. Em 2010, entraram 91 plantas e morreram 31. Assim, de 2004 para 2007 a mortalidade foi superior ao recrutamento, ao contrário de 2007 para 2010. No dossel, todos ambientes tiveram tendência de aumento significativo para o número absoluto de recrutados em função do tempo (2004, 2007 e 2010), o mesmo padrão observado para as taxas de recrutamento

(Tabela 1). Com relação ao número absoluto de mortos e as taxas de mortalidade no dossel, houve um declínio significativo nos ambientes de borda e intermediário, enquanto no interior permaneceu estável. Em termos de ambientes, o número absoluto de mortos do dossel não apresentou diferenças significativas, exceto para o intervalo de 2004-2007, no qual o ambiente intermediário revelou o maior número absoluto de mortos (Tabela 1).

O fato de o dossel não exibir grandes diferenças na dinâmica dos ambientes sugere efeito de borda pouco significativo com o selamento, pois, caso contrário, seriam esperadas maiores taxas na borda (HARPER et al., 2005). Os valores de recrutamento foram maiores que os de mortalidade (tanto em número de indivíduos como em taxas), mais uma vez, apontando a tendência de selamento da borda, já que, em florestas maduras e não perturbadas, as taxas de mortalidade e recrutamento tendem ao equilíbrio (LIEBERMAN et al., 1985; SWAINE et al., 1987), ao contrário de áreas que sofreram algum tipo de distúrbio (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; LEWIS et al., 2004). Maiores considerações da dinâmica do dossel são limitadas devido ao curto período de estudo. Vários autores comentaram a necessidade de estudos em intervalos de tempo menores entre os censos e longos períodos de estudo (PHILLIPS et al., 2004).

Com relação ao sub-bosque, o recrutamento foi maior que mortalidade em todos os tempos (Tabela 1). A borda e o ambiente intermediário apresentaram uma redução significativa do número absoluto de recrutados nos intervalos de censos (2004-2007 e 2007-2010) (Tabela 1). Padrão também observado quando se analisaram as taxas de recrutamento nesses ambientes. Dependendo do intervalo do censo, o número absoluto de recrutados do sub-bosque teve a borda ora mais semelhante ao ambiente intermediário, ora mais semelhante ao interior (Tabela 1), destacando-se o ambiente intermediário por apresentar maior número de recrutamento. Com relação às taxas de mortalidade, o ambiente de borda e intermediário no intervalo de 2004-2007 apresentaram maiores valores do que o interior, enquanto que no censo subsequente as taxas adquiriram estabilidade não apresentando diferenças significativas (Tabela 1).

Essa variabilidade espacial e temporal para o número de recrutados e mortos observada na dinâmica das plantas jovens na floresta tropical já foi relatada por Metz et al. (2008), que comentaram que o recrutamento apresenta uma

maior variabilidade espacial e temporal que a mortalidade. Se for considerado que o número de mortos da borda praticamente dobrou com o tempo e que no interior houve uma redução pela metade pode-se concluir que os ambientes mais próximos do limite florestal estão sofrendo mais com o efeito de borda que o interior florestal, padrão também registrado nas revisões apresentadas por Murcia (1995). No entanto, o fato de haver apenas dois censos na área de estudo não permite afirmar se isso é um padrão ou um efeito estocástico, uma vez que a mortalidade e o recrutamento podem sofrer influência de vários fatores (LAURANCE, 1998; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

Os padrões distintos do dossel e do sub-bosque com relação ao efeito de borda podem ser explicados pelo fato da idade da formação da borda do fragmento (35 anos) ter permitido o selamento na borda do dossel. Todavia, no que se refere ao sub-bosque, as áreas mais próximas do limite florestal, independentemente da borda ser selada ou não, sofrem maiores efeitos microclimáticos (MURCIA, 1995; KAPOs et al., 1997), sendo as plantas do sub-bosque mais sensíveis a qualquer perturbação que as adultas no dossel (METZGER, 1997).

As taxas de perda da área basal do dossel não apresentaram diferenças significativas no tempo e no espaço. Ao contrário, nas taxas de ganhos da área basal do dossel houve um aumento significativo para todos ambientes nos diferentes censos, destacando-se a borda do intervalo 2007-2010 por apresentar diferença significativa (Tabela 1). A ausência do efeito de borda ou selamento da borda da vegetação na Mata de Cruzinha pode ser comprovada quando se observa que as taxas de perda e ganho de área basal foram estáveis no espaço com um aumento no tempo para as taxas de ganho de área basal, o que é esperado em qualquer ambiente que sofreu algum tipo de distúrbio (LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; VAN DEN BERG; SANTOS, 2002).

As taxas de perda de área basal no sub-bosque não apresentaram diferenças no tempo e no espaço (Tabela 1). Ainda nesse estrato, a taxa de ganho da área basal no ambiente intermediário diminuiu com o tempo, provavelmente devido à redução do número de recrutados nesse ambiente, enquanto que no interior houve um aumento (Tabela 1). Destaque para os ambientes de borda e intermediário do intervalo 2004-2007 por apresentarem as maiores taxas de ganho da área basal. A dinâmica mais acentuada no sub-bosque pode ser comprovada pelos maiores valores para as taxas de perda e ganho

de área basal do que o dossel, indicando que nesse estrato a dinâmica é mais acentuada. Todavia, como observam Phillips et al. (2004), mais censos são necessários para conclusões mais afirmativas.

O fato de o incremento periódico anual em diâmetro do dossel e do sub-bosque, em geral não apresentarem diferenças nos ambientes e nos tempos, não significa que os indivíduos não cresceram, mas que alguns morreram e outros tenham crescido de tal forma que os valores do incremento se mantiveram semelhantes (SOARES et al., 2006).

As taxas de rotatividade (*turnover*) do número de indivíduos e área basal do dossel não apresentaram diferenças significativas no tempo e no espaço, exceto para o número de indivíduos no intervalo 2004-2007, no qual os ambientes intermediário e interior foram distintos e semelhantes à borda (Tabela 1).

No sub-bosque, tanto as taxas de rotatividade de número de indivíduos como de área basal não apresentaram diferenças significativas, exceto, pelo ambiente intermediário no qual a taxa de rotatividade em número de indivíduos decaiu significativamente com o tempo (Tabela 1).

De maneira geral, o dossel e sub-bosque não apresentaram diferenças nas taxas de rotatividade (número de indivíduos e área basal) no espaço e no tempo. Todavia, o sub-bosque mostrou valores muito mais altos para taxas de rotatividade do que o dossel. A esse respeito, a literatura relata que as áreas com as maiores taxas de rotatividade estão associadas a ambiente onde houve maiores perturbações (PHILLIPS; GENTRY, 1994; CONDIT, 1997; BELLINGHAM et al., 1999; LAURANCE et al., 2000; LAURANCE, 2004; CASCANTE-MARÍN et al., 2011). De acordo com Metzger et al. (1997) isso pode ser explicado pelo fato das plantas do sub-bosque serem mais sensíveis a perturbações do que as plantas de o dossel.

Riqueza, diversidade e similaridade florística

Das 95, 99 e 103 espécies registradas em conjunto no dossel e no sub-bosque, nos censos de 2004, 2007 e 2010, respectivamente, 61 foram amostradas no dossel e 93 no sub-bosque.

A riqueza de espécies do dossel manteve-se estável no tempo e no espaço. A diversidade de Shannon-Wiener e a equabilidade de Pielou foram maiores no interior e aumentaram com o tempo (Tabela 2), provavelmente pelo fato de nesse ambiente ter sido observada queda de árvores,

com abertura de clareiras que pode ter permitido o desenvolvimento de outras espécies. Essa maior diversidade em função de uma perturbação local também foi relatada por Rees et al. (2001) que encontraram altos valores para diversidade de espécies em locais com algum tipo de perturbação.

Em 2010, os ambientes de borda e intermediário do dossel foram bastante similares (> 40%) e distintos do interior (< 12%), padrão semelhante ao encontrado em 2004 e 2007. Se for considerado que, ao longo da sucessão, a composição de espécies é o último parâmetro a se recuperar (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; HIGUCHI et al., 2008), pode-se, por analogia, considerar que a elevada similaridade entre a borda e o ambiente intermediário revela que a composição de espécies ainda não se recuperou, apesar do comprovado selamento da borda em termos de fisionomia, dinâmica, riqueza e diversidade. Acerca desse assunto, diferentes autores têm relatado que quanto menor for a diferença na composição de espécie menor será o efeito de borda (HARPER et al., 2005; LAURANCE et al., 2007; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

De maneira geral, os resultados de riqueza e diversidade de espécies indicaram que no dossel não ocorreram diferenças entre os ambientes. Todavia, os resultados da composição florística mostram o contrário. Além disso, mais uma vez o sub-bosque apresentou a borda distinta dos ambientes intermediário e interior, com baixa similaridade para todos ambientes (< 23%).

Densidade básica média da madeira

Das 103 espécies amostradas em 2010, foram determinadas as densidades básica média da madeira de 77 espécies (Tabela 2), que responderam por 93% dos indivíduos. Das 61 espécies no dossel, foi medida a densidade de 52 (85%) e das 93 espécies do sub-bosque foi medida a densidade de 66 (70%).

A densidade básica média da madeira variou de 0,2247 a 1,0804 g.cm⁻³ (Tabela 2). No dossel, *Licania tomentosa* (0,9748 g.cm⁻³) e *Cecropia pachystachya* (0,2247 g.cm⁻³) apresentaram a maior e menor densidade básica, respectivamente (Tabela 2). No sub-bosque, *Ocotea glomerata* (1,0804 g.cm⁻³) e *Plathymenia reticulata* (0,2936 g.cm⁻³) tiveram a maior e menor densidade, respectivamente (Tabela 2).

TABELA 2: Espécies e famílias do dossel (1.000 m²/ambiente) e do sub-bosque (250 m² por ambiente) com suas densidades básica média da madeira em g.cm⁻³ (DBM) e seus o índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equabilidade de Pielou (J') em três censos (2004, 2007 e 2010) na Mata de Cruzinha, Igarassu - PE. (A1 - Borda, A2 - Ambiente intermediário e A3 – Interior. Letras maiúsculas representam diferença estatística significativa (p ≤ 0,05) no tempo, e as minúsculas nos ambientes).

TABLE 2: Species and families of the canopy (1,000 m²/environment) and the understory (250 m² by environment) with mean basic od wood density in g.cm⁻³ (BDM) and their indices of Shannon – Wiener (H') and equability of Pielou (J') in three censuses (2004, 2007 and 2010) in Forest of Cruzinha, Igarassu, PERNAMBUCO STATE E. (A1- Edge, A2 - Intermediate environment and A3 – Interior. Capital letters represent statistically significant differences (p ≤ 0.05) in time, and the lowercase ones between the environments).

Dossel	2004			2007			2010		
	A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Índice de Shannon-Wiener (H')	2,59Aa	2,48Bb	2,72Bc	2,56Aa	2,54Aa	2,71Bb	2,60Aa	2,50Bb	2,87Ac
Equabilidade de Pielou (J)	0,72	0,72	0,79	0,72	0,73	0,82	0,71	0,74	0,84
Número de espécies	37Aa	31Aa	31Aa	35Aa	29Ab	27Aa	38Aa	30Aa	30Aa
Sub-bosque	2004			2007			2010		
	A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Índice de Shannon-Wiener (H')	2,74Ca	2,61Cb	3,23Ac	2,87Ba	2,83Bb	3,17Bc	2,99Aa	2,88Ab	3,12Cc
Equabilidade de Pielou (J)	0,77	0,72	0,81	0,75	0,75	0,81	0,78	0,74	0,78
Número de espécies	36Bb	37Bb	53Aa	45ABb	44Ba	51Aa	47Ab	48Aa	55Aa

Espécie/Família	DBM (g.cm ⁻³)	Espécie/Família	DBM (g.cm ⁻³)
Anacardiaceae	-	<i>Cordia superba</i> Cham.	0,7995
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,3591	Burseraceae	0,7674
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	0,5873	<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) March	-
Annonaceae	-	<i>Protium giganteum</i> Engl.	0,6755
<i>Annona salzmannii</i> A.DC.	0,5255	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	0,9129
<i>Annona coriacea</i> Mart.	0,5686	Celastraceae	0,9148
<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.	0,7275	<i>Maytenus distichophyla</i> Mart. ex Reissek	-
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	0,4326	<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	-
Apocynaceae	-	Chrysobalanaceae	0,6384
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	0,4379	<i>Couepia rufa</i> Ducke.	-
<i>Tabernaemontana aff. submollis</i> Mart. Ex Müll. Arg.	-	<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	0,6068
Araliaceae	-	<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	-
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodim	0,4795	Chrysobalanaceae A	0,7417
Arecaceae	-	Clusiaceae	0,8590
<i>Bactris ferruginea</i> Burret	-	<i>Clusia cf. nemorosa</i> G.Mey	-
Bignoniaceae	-	<i>Rheedia gardneriana</i> Planch. & Triana	0,6770
Bignoniaceae A	-	<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	0,5000
Boraginaceae	-	Erythroxyllaceae	0,6781
<i>Erythroxyllum mucronatum</i> Sw.	0,7417	<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	0,7586

Continua ...

TABELA 2: Continuação ...

TABLE 2: Continued ...

Espécie/Família	DBM (g.cm ⁻³)	Espécie/Família	DBM (g.cm ⁻³)
<i>Erythroxylum squamatum</i> Sw.	0,8590	<i>Meliaceae</i>	-
Fabaceae	-	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	0,4575
<i>Abarema cochliocarpos</i> (Gomez) Barneby & Grimes	0,6770	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	-
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	0,5000	<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	0,5703
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	0,6781	<i>Myrsinaceae</i>	-
<i>Andira nitida</i> Mart. ex. Benth.	0,6700	<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	0,6818
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	0,7528	Myrtaceae	-
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	0,6425	<i>Campomanesia dichotoma</i> (O.Berg) Mattos	0,8245
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0,7122	<i>Campomanesia</i> sp.	-
<i>Inga cayannensis</i> Sagot ex Benth.	0,5908	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	-
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	0,6566	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	0,7685
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	0,2936	<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	0,5951
<i>Swartzia pickelii</i> Killip ex Ducke	0,7490	<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	0,8379
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	-	<i>Psidium</i> sp.	-
Humiriaceae	-	<i>Myrtaceae</i> A	-
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Benth.	0,8004	Myrtaceae B	-
Hypericaceae	-	<i>Moraceae</i>	-
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	0,3250	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	0,6439
Lauraceae	-	<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	0,8270
<i>Ocotea gardneri</i> (Meipn.) Mez	0,6126	<i>Nyctaginaceae</i>	-
<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	1,0804	<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan	0,6763
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	-	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	0,6244
<i>Ocotea limae</i> Vattimo	-	<i>Guapira</i> sp.	-
Lecythidaceae	-	<i>Ouratea cf. polygyna</i> Engl.	0,7492
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers.	0,8682	<i>Ochnaceae</i>	-
<i>Lecythis pisonis</i> (Cambess.) Miers.	0,6292	<i>Ouratea castanaefolia</i> (DC.) Engl.	0,8123
Malpighiaceae	-	<i>Olacaceae</i>	-
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	0,5959	<i>Olacaceae</i> A	-
<i>Byrsonima</i> sp.	-	<i>Peraceae</i>	-
<i>Mascagnia</i> sp.	-	<i>Chaetocarpus myrsinites</i> Baill.	0,6592
Malvaceae	-	<i>Pera ferruginea</i> (Schott) Müll. Arg.	0,7461
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	0,5147	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	0,7461
<i>Eriotheca crenulata</i> A.Robyns	0,4359	Phyllanthaceae	-
<i>Luehea paniculata</i> Mart. & Zucc.	0,4747	<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	0,8054
Melastomataceae	-	<i>Polygonaceae</i>	-
<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	0,7469	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	0,8300
<i>Miconia ciliata</i> (Rich.) DC.	-	<i>Coccoloba</i> sp.	-
<i>Miconia cf. discolor</i> DC.	0,6977	Rubiaceae	-
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	0,8065	<i>Alseis cf. floribunda</i> Schott.	0,6836
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	-	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	0,8946

Continua ...

TABELA 2: Continuação ...
TABLE 2: Continued ...

Espécie/Família	DBM (g.cm ⁻³)	Espécie/Família	DBM (g.cm ⁻³)
<i>Palicourea crocea</i> (Sw.) Roem. & Schult.	-	<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	0,7436
<i>Posoqueria longiflora</i> Aubl.	-	<i>Cupania</i> sp.	-
<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	-	Sapindaceae A	-
<i>Psychotria bracteocardia</i> (DC.) Müll.Arg.	-	Sapotaceae	-
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	0,8231	<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	0,7051
<i>Psychotria cf. deflexa</i> DC.	-	Simaroubaceae	-
<i>Psychotria erecta</i> (Aubl.) Standl. & Steyerl.	-	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	0,3635
<i>Salzmannia nitida</i> DC.	-	Solanaceae	-
Rutaceae	-	<i>Solanum paludosum</i> Moric.	0,6117
Rutaceae A	-	Urticaceae	-
Salicaceae	-	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	0,2247
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	0,6583	Violaceae	-
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	-	<i>Paypayrola blanchetiana</i> Tul.	0,6896
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	0,7455	Indeterminada	-
Sapindaceae	-	Indeterminada A	-
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	0,6081	Indeterminada B	-

Tanto o dossel quanto o sub-bosque apresentaram, em todos os ambientes nos diferentes tempos, mais de 50% das espécies concentradas no intervalo de classe 0,5001-0,7500 g.cm⁻³ (Tabela 3). No que se refere ao número de indivíduos do dossel e sub-bosque, os ambientes intermediário e interior tiveram a maior concentração nos intervalos de classe 0,5001-0,7500 e 0,7501-1,000 g.cm⁻³, diferenciando-se a borda, na qual predominaram indivíduos na classe 0,5001-0,7500 g.cm⁻³ (Tabela 3). Esses resultados indicaram que os ambientes próximos do limite florestal concentraram maior um maior percentual de indivíduos de menor densidade básica da madeira do que os ambientes próximo ao interior. Acerca desse assunto, Chazdon et al. (2010), ao estudarem estratégias de regeneração na floresta tropical na Costa Rica, relataram que nas áreas com pré-distúrbio recente, houve maior número de espécies de crescimento rápido e de baixa densidade da madeira, enquanto em áreas mais antigas ocorreram mais espécies de crescimento lento e alta densidade da madeira. A respeito das estratégias de colonização em florestas tropicais, Kageyama e Gandara (2000) observaram que plantas com baixa densidade de madeira e crescimento rápido podem

ser consideradas plantas de primeira ocupação ou boas colonizadoras (SWAINE; WHITMORE, 1988). Sobre os mecanismos para a economia de água na planta, a literatura relata que plantas com alta densidade de madeira, comumente têm alto controle na condutância estomática, tendo, portanto, baixa perda de água, folhas longevas e de baixa área foliar específica, ao contrário das plantas de baixa densidade que, entre outros aspectos, perdem mais rapidamente as folhas como forma de evitar o *deficit* hídrico (WRIGHT, 2002; WRIGHT et al., 2004), entretanto, apresentam alta taxa fotossintética.

As taxas de mortalidade e a densidade básica média da madeira para as espécies do dossel no intervalo de 2004-2007 tiveram correlação negativa significativa ($n = 11$; $r_{\text{Pearson}} = -0,5475$; $r^2 = 0,2997$; $p = 0,0124$). No intervalo 2007-2010, a correlação manteve-se negativa, mas não foi significativa ($n = 23$; $r_{\text{Pearson}} = -0,1456$; $r^2 = 0,0212$; $p = 0,6693$). No sub-bosque houve correlação negativa significativa para os intervalos 2004-2007 e 2007-2010 ($r_{\text{Pearson}} = -0,4142$; $r^2 = 0,1716$; $p = 0,0493$) ($r_{\text{Pearson}} = -0,5134$; $r^2 = 0,2365$; $p = 0,0073$), respectivamente.

O incremento periódico anual em diâmetro foi negativamente correlacionado com a densidade

TABELA 3: Percentual de espécies e indivíduos do dossel e sub-bosque por classe de densidade básica média da madeira (DBM) entre e dentro os ambientes da Mata de Cruzinha, Igarassu - PE.

TABLE 3: Percentage of species and individuals of the canopy and understory by class of mean basic density of wood (BDM) between and among the environments in Forest of Cruzinha, Igarassu, Pernambuco state.

Dossel	Número de espécies (%)								
	Borda			Intermediário			Interior		
Classe de DBM (g.cm ⁻³)	2004	2007	2010	2004	2007	2010	2004	2007	2010
0 - 0,2500	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,2501 - 0,5000	0,00	7,89	12,50	15,63	13,51	12,50	14,63	12,82	11,63
0,5001 - 0,7500	67,86	60,53	57,50	53,13	56,76	57,50	58,54	58,97	58,14
0,7501 - 1,000	32,14	28,95	27,50	31,25	29,73	30,00	26,83	28,21	30,23
> 1,000	0,00	2,63	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Sub-bosque	Número de espécies (%)								
	Borda			Intermediário			Interior		
Classe de DBM (g.cm ⁻³)	2004	2007	2010	2004	2007	2010	2004	2007	2010
0 - 0,2500	2,78	2,94	2,70	0,00	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00
0,2501 - 0,5000	8,33	8,82	13,51	17,86	15,38	14,81	28,00	31,82	28,00
0,5001 - 0,7500	69,44	67,65	64,86	64,29	65,38	62,96	32,00	27,27	32,00
0,7501 - 1,000	19,44	20,59	18,92	17,86	19,23	22,22	36,00	40,91	40,00
> 1,000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Dossel	Número de indivíduos (%)								
	Borda			Intermediário			Interior		
Classe de DBM (g.cm ⁻³)	2004	2007	2010	2004	2007	2010	2004	2007	2010
0 - 0,2500	0,55	0,61	0,52	0,00	0,00	0,00	0,67	0,00	0,00
0,2501 - 0,5000	4,40	4,27	5,24	4,00	4,46	3,98	14,09	16,15	19,42
0,5001 - 0,7500	74,73	74,39	74,87	59,60	58,42	58,41	32,89	30,77	28,06
0,7501 - 1,000	20,33	20,73	19,37	36,40	37,13	37,61	52,35	53,08	52,52
> 1,000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Sub-bosque	Número de indivíduos (%)								
	Borda			Intermediário			Interior		
Classe de DBM (g.cm ⁻³)	2004	2007	2010	2004	2007	2010	2004	2007	2010
0 - 0,2500	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,2501 - 0,5000	0,00	3,06	3,78	8,23	12,75	13,49	10,57	9,20	8,58
0,5001 - 0,7500	62,84	61,57	62,61	56,71	54,39	52,16	33,84	34,05	30,03
0,7501 - 1,000	37,16	34,93	33,19	35,06	32,86	34,35	55,59	56,75	61,39
> 1,000	0,00	0,44	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

básica média da madeira nos intervalos 2004-2007 e 2007-2010 para as espécies do dossel ($n = 48$; $r_{\text{Pearson}} = -0,3163$; $r^2 = 0,1001$; $p = 0,0284$) ($n = 48$; $r_{\text{Pearson}} = -0,3056$; $r^2 = 0,0934$; $p = 0,0346$) e sub-bosque ($n = 58$; $r_{\text{Pearson}} = -0,2649$; $r^2 = 0,0702$; $p = 0,0444$) ($n = 60$; $r_{\text{Pearson}} = -0,2915$; $r^2 = 0,0850$; $p = 0,0238$), respectivamente.

Se for considerado que o ambiente de borda teve mais indivíduos em classes de densidade da madeira de menor valor e que há uma relação inversa entre densidade da madeira e taxas de mortalidade/

incremento periódico anual em diâmetro, pode-se supor que a composição e abundância diferenciada das espécies da borda seriam resultado da maior mortalidade de espécies de menor densidade da madeira. Ao estudar a relação entre as características funcionais e as taxas demográficas das espécies de cinco florestas neotropicais, Poorter et al. (2008) concluíram que a densidade da madeira foi o melhor preditor para classificar as espécies quanto ao desempenho pós-regeneração. Mostraram ainda, que taxas de crescimento e mortalidade declinaram

com o aumento da densidade da madeira. Resultados semelhantes foram encontrados por Martínez-Vilalta et al. (2010) em espécies de clima temperado e mediterrâneo, o que indica que as relações observadas são independentes das condições climáticas.

Apesar da correlação de Pearson entre densidade básica da madeira e taxas de mortalidade/incremento periódico anual em diâmetro ser estatisticamente significativa na maior parte das análises realizadas, ressalta-se que o r^2 foi fraco, tendo baixa influência nas taxas de mortalidade e incremento, porém, semelhante ao relatado por diversos autores na literatura (PUTZ et al., 1983; POORTER et al., 2008; MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2010). Todavia, destaca-se a importância desses resultados, uma vez que se trata de estudos realizados em ambientes não controlados de vegetação nativa, o que é bastante diferente de plantios comerciais.

CONCLUSÃO

A análise do dossel revelou que, em termos de fisionomia, dinâmica, riqueza e diversidade de espécies, a borda está “selada”, sugerindo que já houve a recuperação da biomassa, embora ainda não tenha recuperado a composição de espécies. Contudo, o sub-bosque mostrou um padrão distinto do dossel, indicando a atuação do efeito de borda, possivelmente devido ao tempo de resposta das plantas jovens ser distinto do das plantas adultas.

As classes amostrais do dossel e do sub-bosque na situação de borda do fragmento florestal apresentaram maior concentração de indivíduos em classe de menor densidade da madeira, indicando que a composição e abundância diferenciada das espécies na borda, possivelmente seria resultado da maior mortalidade de espécies de menor densidade da madeira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105-121. 2009.

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

BARBOSA, R. I.; FERREIRA, C. A. C. Densidade

básica da madeira de um ecossistema de “campina” em Roraima, Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, v. 34, p. 587-591, 2004.

BELLINGHAM, P. J. et al. Tree species richness and turnover throughout New Zealand forests. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, p. 825-832, 1999.

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

CASCANTE-MARÍN, A. et al. Tree turnover in a premontane neotropical forest (1998–2009) in Costa Rica. **Plant Ecology**, v. 212, p. 1101–1108, 2011.

CHAVE A. E. et al. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, p. 351-366, 2009.

CHAZDON, R. L. et al. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in Northeastern Costa Rica. **Biological Conservation**, v. 42, p. 31-40, 2010.

CONDIT, R. Forest turnover, diversity, and CO₂. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 12, p. 249-250, 1997.

CORNELISSEN, J. H. C. et al. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 51, p. 335-380, 2003.

CPRH. Diagnóstico socioambiental do litoral norte de Pernambuco. Recife: CPRH, 2003. 214 p.

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

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.

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.

FORZZA, R. C. et al. 2013. **Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>> Acesso em: 14 de maio de 2013.

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

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

p. 125-135, 2008.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE. 1992. 91 p. (Manuais técnicos em Geociências, 1).

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Mata ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 249-269.

KAPOS, V. et al. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JÚNIOR., R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. London: The University of Chicago Press, 1997. p. 33-44.

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

LAURANCE, W. F. et al. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p. 836, 2000.

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

LAURANCE, W. F. et al. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. **PLoS one**, v. 2, p.1-8, 2007.

LAURANCE, W. F. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological of Sciences**, v. 359, p. 345-352, 2004.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 3, p. 434-451, 2009.

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, 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, p. 347-358, 1987.

LIMA, A. L. A.; RODAL, M. J. N. Phenology and wood density of plants growing in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid**

Environments, v. 74, p. 1363-1373, 2010.

MAGURRAN, A. E. **Diversidad Ecológica y su Medición**. Barcelona: Veda, 1989. 200 p.

MARTÍNEZ-VILALTA, J. et al. Interspecific variation in functional traits, not climatic differences among species ranges, determines demographic rates across 44 temperate and Mediterranean tree species. **Journal of Ecology**, v. 98, p. 1462-1475, 2010.

METZ, M. R. et al. Temporal and spatial variability in seedling dynamics: a cross-site comparison in four lowland tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, p. 9-18, 2008.

METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 37, p. 29-35, 1997.

METZGER, J. P. Changements de la structure du paysage et richesse spécifique des fragments forestiers dans le Sud-Est du Brésil. **Comptes Rendus de L'Académie des Sciences Serie III - Sciences de La Vie**, v. 321, p. 319-333, 1998.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, p.1166-1177, 2009.

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

MYERS, N. Florestas tropicais e suas espécies: sumindo, sumindo...? In: WILSON, E. O. (Ed.). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p. 36-45.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. 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.

PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, v. 263, p. 954-958, 1994.

PHILLIPS, O. L. et al. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological of Sciences**, v. 359, p. 380-407, 2004.

PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, v. 263, p. 954-958, 1994.

POORTER, L. et al. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five Neotropical forests. **Ecology**, v. 89,

- p. 1908-1920, 2008.
- PUTZ, F. E. et al. Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological Consequences. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 13, p. 1011-1020, 1983.
- REES, M. et al. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science**, v. 293, p. 650-655, 2001.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p. 18-32, 1991.
- 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.
- 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, p. 765-800, 2000.
- SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, v. 84, p. 91-100, 1996.
- 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, 2008.
- SOARES, C. P. B. et al. **Dendrometria e inventário florestal**. Viçosa: UFV, 2006. 276 p.
- SWAINE, M. D. et al. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, p. 359-366, 1987.
- SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, Dordrecht, v.75, p.81-86, 1988.
- SWENSON, N. G.; ENQUIST, B. J. Ecological and evolutionary determinants of a key plant functional trait: wood density and its community-wide variation across latitude and elevation. **American Journal of Botany**, v. 94, p.451-459, 2007.
- 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.
- TRUGILHO, P. F. et al. Comparação de métodos de determinação da densidade básica da madeira. **Acta Amazonica**, v. 20, p. 307-319, 1990.
- VAN DEN BERG, E.; SANTOS, F. A. M. Population dynamics of tree species of a riparian forest in southeastern Brazil. In: SYMPOSIUM OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR VEGETATION SCIENCE, 45., 2002 **Anais...** Porto Alegre: IAVS, 2002. p. 162-162
- VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, p. 882-892, 2007.
- WEIHER, E. et al. Challenging Theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, p. 609-620, 1999.
- WRIGHT, S. J. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v. 130, p. 1-14, 2002.
- WRIGHT, I. J. et al. The worldwide leaf economics spectrum. **Nature**, v. 428, p. 821-827, 2004.