

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

FELIPE RODRIGO DE CARVALHO RABELO

**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO DE UM FRAGMENTO DE MATA
ATLÂNTICA NORDESTINA**

Recife

2012

FELIPE RODRIGO DE CARVALHO RABELO

**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO DE UM FRAGMENTO DE MATA
ATLÂNTICA NORDESTINA**

Recife

2012

FELIPE RODRIGO DE CARVALHO RABELO

**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO DE UM FRAGMENTO DE MATA
ATLÂNTICA NORDESTINA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais para obtenção de Título de Mestre.

Orientadora: Dr^a. Maria Jesus Nogueira Rodal

Co-orientador: Dr^a. Ana Carolina Borges Lins e Silva

Recife

2012

Ficha catalográfica

R114d Rabelo, Felipe Rodrigo de Carvalho
Dinâmica da vegetação de um fragmento de mata
atlântica nordestina / Felipe Rodrigo de Carvalho Rabelo. –
Recife, 2012.
58 f. : il.

Orientadora: Maria Jesus Nogueira Rodal.
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) –
Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento
de Ciência Florestal, Recife, 2012.

Referências.

1. Composição de espécie 2. Estrutura 3. Taxas
demográficas 4. Taxa de rotatividade I. Rodal, Maria
Jesus Nogueira, orientadora II. Título

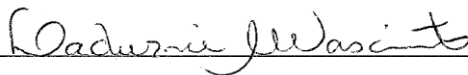
CDD 634.9

FELIPE RODRIGO DE CARVALHO RABELO

**DINÂMICA DA VEGETAÇÃO DE UM FRAGMENTO DE MATA
ATLÂNTICA NORDESTINA**

Aprovada em: 30/03/2012

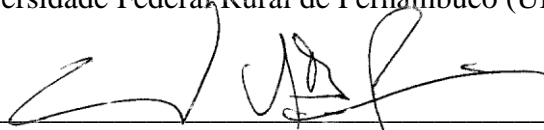
Banca examinadora:



Dra. Ladvânia Medeiros do Nascimento - Titular
Analista Ambiental (Prefeitura do Recife)

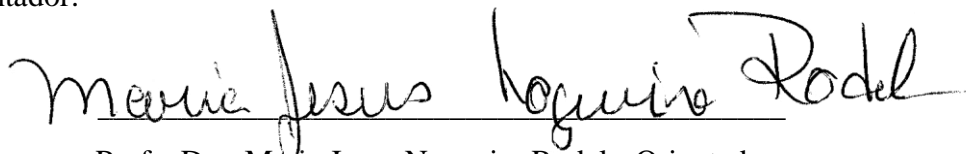


Prof. Dr. André Luiz Alves de Lima - Titular
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

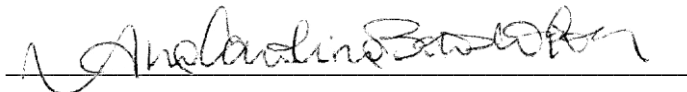


Prof. Dr. Everardo V. de S. B. Sampaio - Titular.
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Comitê orientador:



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



Profa. Dra. Ana Carolina Borges Lins e Silva - Co-orientadora
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

Recife

2012

DEDICO

A minha família, minha noiva e minha irmã.

“Nunca imites ninguém. Que a tua produção seja como um novo fenômeno da natureza.”

Leonardo da Vinci

FELIPE RODRIGO DE CARVALHO RABELO

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Fernando Roberto Acioli Rabelo e Arlene Maria de Carvalho Rabelo, aos meus irmãos Fernando Roberto Acioli Rabelo Júnior e Frederico Ricardo de Carvalho Rabelo, a minha tia Cacilda Elizabete Acioli Rabelo, minha noiva Marina Furtado Rocha e ao sogro e sogra Gilberto Nicodemos Furtado e Jusifina Rocha por todo amor, carinho, apoio e confiança.

À minha orientadora Maria Jesus Nogueira Rodal (Mari), pela competência, dedicação, e muita paciência e aos professores Ana Carolina Borges Lins e Silva (co-orientadora) e André Lima pelas importantes contribuições fornecidas para a realização deste trabalho.

À coordenação e aos professores do PPGCF pelas valiosas contribuições em minha formação. Aos coordenadores e pesquisadores do projeto Fragmentos pelo apoio dedicação e amizade. À CAPES pelo auxílio financeiro.

À turma da pós-graduação, especialmente a Diogo José Oliveira Pimentel.

Aos amigos do PET/ Engenharia Florestal e do LAFIT/UFRPE, principalmente a Diego Marcelino Andaluz e Ubirajara Marinho de Souza, pela ajuda no desenvolvimento deste trabalho e pelos momentos de aprendizado e descontração.

Ao Marquinhos dos Santos e Seu Lenilson, pela ajuda indispensável nos trabalhos de campo.

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

RESUMO

São apresentados dados de 2004, 2007 e 2010 sobre fisionomia, dinâmica, diversidade, composição de espécies e densidade da madeira de plantas do dossel (DO, com CAP \geq 15cm), e sub-bosque (SB, com circunferência ao nível do solo entre \geq 3cm e CAP $<$ 15cm) em um gradiente borda-interior formado a 35 anos em um fragmento de Mata Atlântica, Igarassu, PE. Em 2004, foram avaliados três ambientes: borda (0-50m), intermediário (50-100m) e interior (mais de 150m do limite florestal), sendo analisados 1000 m² por ambiente, divididos em parcelas de 10×10m, para medir os indivíduos do DO. Em cada parcela foi plotada uma sub-parcela de 5×5m para amostragem do SB. Em 2010 foram recolhidos ramos de três indivíduos adultos das espécies, para coleta de discos amostrais. O número de indivíduos (NI), área basal (AB) e taxas demográficas no DO dos três ambientes mostraram que não houve efeito de borda ou se houve, a borda já estaria selada. No SB a borda teve menores valores de NI e AB e maiores taxas demográficas que o interior. Diferenças entre os estratos acontecem, independente do selamento da borda, já plantas jovens do DO que ainda estão no SB são mais sensíveis que as árvores do DO, as 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 DO, o que aponta para um estrato com maiores mudanças. No DO não ocorreram diferenças de riqueza de espécies entre os ambientes, distinto do observado no SB. A composição no DO nos ambientes mais próximos ao limite florestal foram bastante similares e distintos do interior, indicando que ainda não houve recuperação da composição enquanto todos os ambientes do SB tiveram baixa similaridade. As bordas do DO e SB apresentaram maior concentração de indivíduos em intervalos de classe de menores valores de densidade de madeira. Pode-se concluir que o DO já recuperou a biomassa, embora os ambientes de borda e intermediário não tenham recuperado a composição de espécies. O SB ainda sofrer efeito de borda. Se considerarmos 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 diferenciada da borda seria resultado da maior mortalidade de espécies de menor densidade da madeira.

Palavras chave: Composição de espécie, estrutura, taxas demográficas e de rotatividade.

ABSTRACT

Data are presented for 2004, 2007 and 2010 on physiognomy, dynamics, diversity, species composition and density of the wood plant canopy (CA with CBH > 15 cm) and understory (UN, with a circumference at ground level between > 3cm and CAP <15cm) in a gradient edge-interior formed at 35 years in an Atlantic Forest fragment, Igarassu, PE. In 2004, three environments were evaluated: edge (0-50m), intermediate (50-100m) and interior (more than 150m from the tree line), and analyzed by environment of 1000 m², divided into plots of 10 × 10m, to measure the CA individuals. In each plot was plotted a subplot of 5 × 5m for the UN sample. In 2010 branches were collected from three adult individuals of the species for the collection of sample disks. The number of individuals (NI), basal area (BA) and demographic rates in the three environments the CA showed no edge effect or if there was, since the edge is sealed. In UN the edge had lower values of NI and BA demographic rates and higher than the inside. Differences between strata occur, regardless of sealing the border, as the young plants that are still in UN are more sensitive than the trees of the CA, the changes caused by the creation of the border. Rates of loss and gain of BA and BA rotation in NI and UN showed higher values than in the CA, which points to a stratum with major changes. In CA there were no differences in species richness between environments, distinct from that observed in UN. The composition in CA environments closer to the tree line were very similar and distinct from the interior, indicating that there has been no recovery in all environments while the composition of the UN had low similarity. The edges of CA and UN showed higher concentration of individuals at intervals of class values lower density wood. It can be concluded that the CA has regained biomass, although the edge and have not recovered to intermediate composition. The UN also suffer from edge effect. If we consider that the environment had more edge classes of individuals in wood density of less value and that there is an inverse relationship between wood density and mortality rates / annual periodic increment in diameter can be assumed that the different composition of the edge would be result of the increased mortality of species of lower density wood.

Keywords: Demographic rates and turnover, species composition, structure.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Mapa da Mata de Cruzinha com o desenho esquemático das parcelas de borda, ambiente intermediário e interior na Usina São José, Igarassu, PE... 16
- Figura 2 - Coeficientes de correlação de Pearson entre a densidade básica média da madeira (DBM) e taxa de mortalidade (M) para as espécies do dossel (3000 m²) nos intervalos de 2004-2007 (A) e 2007-2010 (B) e para o sub-bosque (750 m²) nos intervalos de 2004-2007 (C) e 2007-2010 (D) da Mata de Cruzinha, Igarassu, PE. Nível de significativa ($p \leq 0,05$). 41
- Figura 3 - Coeficientes de correlação de Pearson entre a densidade básica média da madeira (DBM) e incremento periódico anual em diâmetro (IPA) para as espécies do dossel (3000 m²) nos intervalos de 2004-2007 (A) e 2007-2010 (B) e para o sub-bosque (750 m²) nos intervalos de 2004-2007 (C) e 2007-2010 (D) da Mata de Cruzinha, Igarassu, PE. Nível de significativa ($p \leq 0,05$). 42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Parâmetros analisados nos censos (2004, 2007 e 2010) para o dossel (1000 m ² por ambiente) e para o sub-bosque (250 m ² por ambiente) da Mata de Cruzinha, Igarassu, PE. As letras maiúsculas representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) no tempo, e as minúsculas entre os ambientes.	21
Tabela 2 -	Espécies e famílias do dossel (1000 m ² por ambiente) e do sub-bosque (250 m ² por ambiente) com suas densidades básica média da madeira em g.cm ³ (DBM) e seus números de indivíduos, assim como 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. As letras maiúsculas representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) no tempo, e as minúsculas entre os ambientes.	26
Tabela 3 -	Índice de similaridade de Sørensen (%) entre os três ambientes nos censos de 2004, 2007 e 2010 na Mata de Cruzinha, Igarassu, PE.	36
Tabela 4 -	Percentual de espécies 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.	38
Tabela 5 -	Percentual de 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.	39
Tabela 6 -	Coeficientes de correlação de Pearson entre a densidade básica média da madeira (DBM) com taxa de mortalidade (M) e a densidade média básica da madeira (DBM) com incremento periódico anual em diâmetro (IMA) para os intervalos de 2004-2007 e 2007-2010 do dossel (3000 m ²) e do sub-bosque (750 m ²) da Mata de Cruzinha, Igarassu, PE. Nível de significativa ($p \leq 0,05$).	40

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	12
2.1	FRAGMENTAÇÃO	12
2.2	DINÂMICA FLORESTAL	13
2.3	GRUPOS FUNCIONAIS	14
3	MATERIAL E MÉTODO	15
3.1	ÁREA DE ESTUDO	15
3.2	COLETA DOS DADOS	16
3.3	ANÁLISE DOS DADOS	17
4	RESULTADOS	20
4.1	FISIONOMIA	20
4.2	DINÂMICA GERAL E POR AMBIENTES	23
4.2.1	Número de recrutados, número de mortos, taxas de recrutamento e mortalidade	23
4.2.2	Taxas de perda e de ganho de área basal e de incremento periódico anual em diâmetro	24
4.2.3	Taxas de rotatividade de número de indivíduos e de área basal	24
4.3	RIQUEZA, DIVERSIDADE E SIMILARIDADE FLORÍSTICA	24
4.4	DENSIDADE BÁSICA MÉDIA DA MADEIRA	36
4.4.1	Distribuição das espécies e indivíduos em função da classe de densidade básica média da madeira	36
4.4.2	Densidade básica média da madeira e taxas demográficas	37
5	DISCUSSÃO	43
5.1	FISIONOMIA	43
5.2	DINÂMICA GERAL E POR AMBIENTES	43
5.3	RIQUEZA, DIVERSIDADE E SIMILARIDADE FLORÍSTICA	45
5.4	DENSIDADE BÁSICA MÉDIA DA MADEIRA	45
6	CONCLUSÃO	47
	REFERÊNCIAS	47

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação da paisagem produz uma série de manchas de remanescentes de florestas rodeada por uma matriz distinta em razão do uso diferenciado da terra (SAUNDERS et al., 1991). A esse respeito, Fahrig (2003) conclui que a fragmentação trata-se de um processo na escala da paisagem que envolve tanto perda de habitat como rompimento do habitat. Como consequência, a fragmentação tem sido relacionada à perda da biodiversidade (MYERS, 1997; BENÍTEZ-MALVIDO; ARROYO-RODRÍGUEZ, 2008), causando importantes mudanças nas assembléias florestais (FAHRIG, 2003; HARPER et al., 2005; BENÍTEZ-MALVIDO; ARROYO-RODRÍGUEZ, 2008).

Diversos autores têm dado destaque aos efeitos de área e aos efeitos de borda, por serem os mais importantes no processo de mudança nas comunidades fragmentadas (FAHRIG, 2003; HARPER et al., 2005; BENÍTEZ-MALVIDO; ARROYO-RODRÍGUEZ, 2008). Acerca desse assunto, a literatura tem relatado que o efeito de área e de borda atuam paralelamente, existindo uma relação inversa entre o tamanho do remanescente e o efeito de borda (ZUIDEMA et al., 1996; LAURANCE et al., 2002; LAURANCE et al., 2009), sugerindo que quanto maior o remanescente menor será o efeito de borda.

Todos esses efeitos afetam a dinâmica, a distribuição das espécies e a recuperação do ecossistema, uma vez que o ambiente de borda há uma composição de espécies distinta do interior (HIGUCHI et al., 2008). Murcia (1995) explicou que tal fato se deve à maior mortalidade de árvores perto da borda em relação ao interior. Cabe ressaltar que devido à longevidade das plantas 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).

Do ponto de vista funcional, os ecossistemas podem recuperar suas funções ecológicas muito antes de recuperar a sua composição florística original (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). Isso se deve ao fato dos ecossistemas abrigarem espécies com funções semelhantes (GODOY et al., 2009). As características funcionais, como a densidade da madeira, podem ser correlacionadas com taxas demográficas de distribuição de espécies (POORTER et al., 2008). Conforme Santiago et al. (2004) a densidade da madeira pode ser correlacionado aos mecanismos biomecânicos, crescimento e processos ao nível de comunidade. Diante desta relação, diversos pesquisadores observaram que as taxas de crescimento e mortalidade

declinaram com aumento da densidade da madeira (PUTZ et al., 1983; NASCIMENTO et al., 2005; MARTÍNEZ-VILAL et al., 2010).

Acerca das estratégias de regeneração na floresta tropical na Costa Rica, Chazdon et al. (2010) relataram que nas áreas com pós-distúrbio mais recente ocorre maior número de espécies de crescimento rápido e de baixa densidade de madeira, enquanto nas áreas mais antigas há mais espécies de crescimento lento e alta densidade da madeira. Assim, concluíram que dados de crescimento de árvores, mortalidade e densidade da madeira são características importantes para descrever e compreender os processos de mudanças nas florestas tropicais.

A partir do exposto, espera-se que em um gradiente borda-interior, a borda, formado a cerca de 35 anos, tenha uma dinâmica mais acelerada no dossel e sub-bosque em um fragmento de Mata Atlântica situado no norte do estado de Pernambuco. Além disso, nas áreas mais próximas ao limite florestal, espera-se que a borda tenha um predomínio de indivíduos e espécies de madeira com menor densidade de madeira e com maiores taxas de mortalidade e incremento.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. FRAGMENTAÇÃO

O processo da fragmentação tem sido documentado por diversos autores que tem dado destaque ao efeito de área e ao efeito de borda, por serem os mais importantes nas mudanças em comunidades fragmentadas (FAHRIG, 2003; HARPER et al., 2005; BENÍTEZ-MALVIDO; ARROYO-RODRÍGUEZ, 2008).

Os efeitos de área referem-se às mudanças ecológicas que ocorrem em função do isolamento de populações, anteriormente contínuas e são inversamente proporcionais à área do fragmento (NASCIMENTO; LAURANCE, 2006; LAURANCE; VASCONCELOS 2009). A literatura relata que em pequenos fragmentos não é possível manter populações viáveis, uma vez tende a ocorrer perda da diversidade genética, através de deriva genética e endogamia (TURNER; CORLETT, 1996), a menos que haja entrada de propágulos provenientes das áreas fonte (BEGON et al. 2007). Para Bodin et al. (2006), os pequenos fragmentos podem, apesar da sua reduzida dimensão, desempenhar um papel significativo, especialmente ao tratar de funções ecológicas, funcionando como áreas ponte entre fragmentos, por exemplo.

Os efeitos de borda resultam das interações entre dois ecossistemas adjacentes, sendo separados por uma transição mais ou menos abrupta (MURCIA, 1995). Diferentes autores têm relatado que quanto maior for a diferença na estrutura e na composição daqueles ecossistemas maior será o efeito de borda (HARPER et al., 2005; LAURANCE et al., 2007; LAURANCE; VASCONCELOS 2009).

2.2. DINÂMICA FLORESTAL

Em florestas fragmentadas, Higuchi et al. (2008) consideraram que no ambiente de borda há uma composição de espécies distinta do interior. Murcia (1995) explicou que isso se deve à maior mortalidade de árvores perto da borda em relação ao interior, afetando assim a distribuição das espécies próximas à borda. Todavia, cabe destacar que os efeitos da fragmentação nem sempre são imediatos e podem ocorrer em longo prazo, através de mudanças nos processos ecológicos (RANTA et al., 1998), pois um número considerável de espécies pode persistir por décadas em uma vegetação fragmentada (TURNER; CORLETT, 1996; METZGER et al., 2009). Devido à sua longevidade, a resposta das árvores a mudanças da paisagem pode ser lenta, e assim, a distribuição das espécies presentes deve ser fortemente afetada pelos eventos passados (METZGER et al., 2009).

As populações apresentam mudanças contínuas no tempo em função do nascimento, morte e movimento dos indivíduos (RICKLEFS, 1996). Compreender os processos que regulam aquelas mudanças é fundamental para compreender os fatores que determinam a estrutura e a composição das assembleias (MEINERS et al., 2008). A velocidade das mudanças depende da intensidade, frequência e escala do distúrbio (DENSLOW, 1980; FINEGAN, 1996).

Segundo Pickett et al. (2008) a dinâmica da vegetação procura descrever o processo de alteração na vegetação em diferentes escalas espaciais e temporais com respeito as mudanças na composição e estrutura da vegetação. Esses autores reconhecem que a sucessão é um caso especial de dinâmica de vegetação que considera sistemas fechados (*sensu* CLEMENTS). Bazzaz; Pickett (1980) observaram que o processo da dinâmica da vegetação na floresta tropical e temperada é probabilístico, em contraste com a visão tradicional do processo como previsível e linear.

De acordo com Guariguata; Ostertag (2001) dos parâmetros da vegetação, a densidade é o primeiro a recuperar-se na situação pós-distúrbio. Lewis et al. (2004) observaram que nessa situação as taxas de recrutamento ultrapassam as de mortalidade. Corroborando essas

idéias, o trabalho de Chadzon et al. (2010) mostrou que a densidade tende a declinar nas fases mais tardias do pós-distúrbio. A literatura relata ainda que após a estabilização da densidade há aumento da área basal (FINEGAN; CAMACHO, 1999; LEWIS et al., 2004).

Segundo Letcher; Chadzon (2009) após a recuperação da área basal ocorre a recuperação da riqueza de espécies, todavia não da composição de espécies, última característica da vegetação a se recompor (FINEGAN, 1996; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). Sendo esta gradualmente recomposta em longos períodos de tempo (LIEBSCH et al., 2008).

2.3. GRUPO FUNCIONAL

Do ponto de vista funcional Guariguata; Ostertag (2001) afirmaram que os ecossistemas podem recuperar suas funções ecológicas muito antes de recuperar a sua composição florística original. De acordo com Godoy et al. (2009) isso se deve ao fato dos ecossistemas abrigarem espécies com funções semelhantes. Tais espécies podem ser identificados por apresentarem estratégias semelhantes de germinação, de estabelecimento, de regeneração, de estratificação, de dispersão, de reprodução ou desenvolvimento similares, os chamados grupos funcionais.

Os tipos funcionais para diversos pesquisadores são agrupamentos de plantas que exibem respostas similares às condições de ambiente e apresentam efeitos semelhantes sobre os processos dominantes do ecossistema (BOX, 1996; LAVOREL et al., 1997; GITAY; NOBLE, 1997; BROWN, 2004; DAJOZ, 2005; MÜLLER et al., 2006; ZHANG et al., 2008). Diversos pesquisadores definiram características funcionais em seus estudos como qualquer característica que tem uma influência potencialmente significativa sobre o estabelecimento, sobrevivência e *fitness* da planta (REICH et al., 2003; VIOLLE et al., 2007). Essas características devem ser relacionadas à capacidade da planta em adquirir, usar e conservar recursos (REICH et al., 2003).

As características funcionais com baixa plasticidade como a densidade da madeira, podem servir como conexão para ser utilizada como variável demográfica de distribuição de espécies (POORTER et al., 2008). De acordo com Santiago et al. (2004), a densidade da madeira pode ser correlacionado ao conjunto de característica ligadas ao mecanismo de fixação de carbono, transporte de água, biomecânica e crescimento, além de processos ao nível da comunidade.

Ao estudar a relação entre as características funcionais e a dinâmica demográfica das espécies de cinco florestas neotropicais, Poorter et al. (2008) concluíram que a densidade da madeira foi o melhor preditor para classificar as espécies em diferentes grupos de tolerância em função da luz. Mostraram ainda que taxas de crescimento e mortalidade declinaram com o aumento da densidade da madeira e que as plantas de baixa densidade de madeira tiveram maiores taxas de mortalidade e crescimento. A respeito de grupos ecológicos em florestas tropicais, Kageyama; Gandara (2000) observaram que plantas com baixa densidade de madeira e crescimento rápido podem ser consideradas pioneiras.

Acerca das estratégias de regeneração em floresta tropical na Costa Rica, Chadzon et al. (2010) relataram que nas áreas onde o pós-distúrbio foi mais recente ocorreu um maior número de espécies de crescimento rápido, conseqüentemente espécies de densidade baixa da madeira, enquanto que as áreas mais antigas continham mais espécies de crescimento lento e alta densidade da madeira. Desta forma, concluíram que dados de crescimento de árvores, mortalidade e densidade da madeira são características importantes para descrever e compreender os processos de mudanças nas florestas tropicais. A esse respeito, Brown (2004) afirmou que os tipos funcionais de árvores podem ter efeitos importantes sobre processos de determinadas espécies que desempenham um papel dominante ao nível da comunidade. As características funcionais das plantas são cada vez mais utilizadas para tratar de questões a partir de organismos e expandir para todo o ecossistema (VIOLLE et al., 2007).

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, litoral norte de Pernambuco, em um domínio de Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 1992). A usina possui cerca de 106 fragmentos florestais, correspondendo a 76,95 km² e aproximadamente 40% desses fragmentos são menores do que 10 ha (TRINDADE et al., 2008).

O fragmento estudado, localmente chamado mata de Cruzinha (7°41' 24,87" e 7°42' 10,32" S e 34°58' 13,76" e 34°57' 31,32" W) (Figura 1), tem 87,269 ha, com altitude variando de 25 a 100 m (TRINDADE et al., 2008), sendo rodeado por uma matriz de cana-de-açúcar.

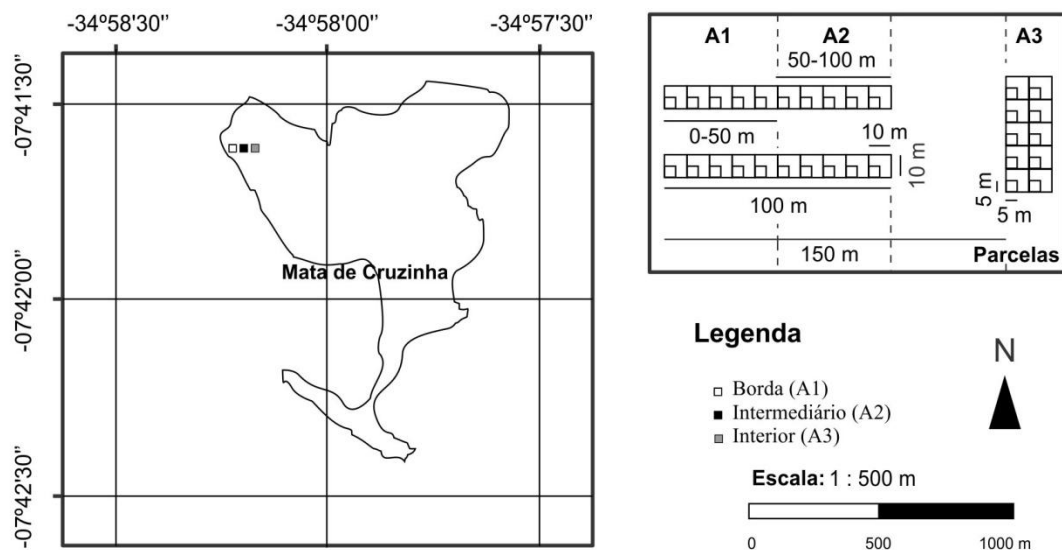
O clima é classificado como As' (Köppen), tropical úmido, com temperaturas médias anuais oscilando em torno de 24°C, nos meses de julho a agosto e de 27°C, em fevereiro, apresentando amplitude térmica anual relativamente fraca (cerca de 3°C), com chuvas concentradas nos meses de abril a agosto (CPRH, 2003). A precipitação pluviométrica média anual para os intervalos 2004-2007

e 2007-2010 foram, respectivamente, 1946 mm e 1906 mm (Laboratório de Meteorologia de Pernambuco – LAMEPE/ITEP). Geologicamente a área, encontra-se sobre o Grupo Barreiras, de idade plio-pleistocênica, com solos predominantemente arenosos e relevo fortemente ondulado (CPRH, 2003).

3.2. COLETA DOS DADOS

O primeiro censo foi realizado em 2004 por pesquisadores do projeto Fragmentos, da Universidade Federal Rural de Pernambuco e da Universidade de Ülm (Alemanha). Foram instalados dois transectos de 10 x 100 m, perpendiculares ao limite florestal e um transecto no interior do remanescente, a mais de 150 m do limite, com 20 x 50 m. Cada um dos transectos foi subdividido em dez parcelas de 10 x 10 m. No vértice de cada uma das parcelas foi estabelecida uma sub-parcela de 5 x 5 m (modificado de OOSTERHOON; KAPPELLE, 2000). Os transectos foram instalados no sentido leste-oeste (Figura 1).

Figura 1 - Mapa da Mata de Cruzinha com o desenho esquemático das parcelas de borda, ambiente intermediário e interior na Usina São José, Igarassu, PE.



A partir do estudo realizado por Silva et al. (2008), em um remanescente de mata na Usina São José, a borda, foi definida estendendo-se do limite florestal até 50 m para o interior, onde a maioria dos efeitos de borda tende a desaparecer; ambiente intermediário, distâncias entre 50 e 100 m do limite florestal e interior florestal, áreas com mais de 150 m do limite florestal.

Ainda em 2004, foram mensuradas a altura e a circunferência de todos os indivíduos vivos que estavam dentro dos critérios de inclusão estabelecidos e etiquetados com placas de policloreto de vinila. Nas parcelas de 10 x 10 m foram medidas todas as plantas com

circunferência do caule a 1,30 m do solo (CAP) \geq 15 cm, doravante chamadas dossel, e nas parcelas de 5 \times 5 m foram medidas as plantas com circunferência do caule ao nível do solo (CNS) \geq 3 cm e circunferência do caule a 1,3 m $<$ 15 cm, de agora em diante chamadas sub-bosque.

Em um segundo levantamento em 2007, foram medidas a altura e a circunferência de todos os indivíduos amostrados em 2004 e ainda vivos, além daqueles que atingiram os mesmos critérios de inclusão adotado em 2004, procedimento semelhante, foi adotado em 2010 quando foi realizado um terceiro censo.

Por fim, foi coletado material botânico fértil das espécies amostradas nas parcelas, aos quais foram herborizados e posteriormente, identificados através da literatura especializada, comparação com as exsiccatas depositadas nos Herbários Geral Mariz (UFPE) e Dárdano de Andrade Lima (IPA), além de envio para especialistas de outras instituições brasileiras. Para verificar a densidade básica média da madeira foram coletados dos ramos de três indivíduos adultos, mais desenvolvidos, discos amostrais de todas as espécies presentes em 2010 (BARBOSA; FERREIRA, 2004) de 2 cm de comprimento e 12,33 cm (\pm 1,84) de circunferência média (LIMA; RODAL, 2010).

3.3. ANÁLISE DOS DADOS

A classificação das famílias seguiu o sistema Angiosperm Phylogeny Group II (2003). A grafia dos nomes científicos e autoria das espécies seguiram a base de dados do Missouri Botanical Garden (<http://mobot.org/W3T/Search/vast.html>).

Os valores de número de indivíduos, área basal, diâmetro médio (média quadrática dos diâmetros), número de espécies, número de mortos e número de recrutados, foram calculados por parcela entre e dentro dos ambientes, nos diferentes tempos (2004, 2007 e 2010). O diâmetro médio foi calculado empregando a equação apresentada por Schneider; Schneider (2008).

Para avaliar a dinâmica dos indivíduos do dossel e sub-bosque por ambiente nos três tempos foram calculadas as taxas de mortalidade e recrutamento dos ambientes, utilizando as equações apresentadas por Sheil; May (1996).

Foram calculadas as taxas de perda baseados nos dados da área basal inicial, área basal dos indivíduos mortos e a perda da área basal (redução diamétrica e perda parcial do tronco) e ganho, baseados nos dados da área basal final, ganho de área basal e área basal dos indivíduos recrutados (SHEIL et al., 2000). A partir das taxas de perda, ganho, mortalidade e

recrutamento foram calculados as taxas de rotatividade (*turnover*) em número de indivíduos e área basal por ambientes nos três tempos utilizando as equações algébricas sugeridas por Oliveira-Filho et al. (1997). O incremento periódico anual em diâmetro nos ambientes foi calculado utilizando a fórmula algébrica indicada por Sheil et al. (1995). Os cálculos dos parâmetros foram realizados utilizando o programa ® MS Excel.

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 os ambientes em dados com distribuição normal foi empregada à análise de variância (ANOVA) de um critério, complementada pelo teste de HSD-*Tukey*. Dados sem distribuição normal foram analisados pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis e complementados pelo teste Dunn, exceto para número de mortos, recrutados e incremento periódico anual dentro dos ambientes, as quais os dados com distribuição normal foi aplicado o Teste *t* (unilateral), para amostras pareadas. Dados sem distribuição normal foram analisados pelo teste não paramétrico de Wilcoxon, para amostras pareadas. Os testes foram realizados com o auxílio do programa Bioestat 2.0 (AYRES et al., 2000).

Para análise estatística das taxas de mortalidade, recrutamento, perda e ganho de área basal e rotatividade em número de indivíduo e em área basal, os dados foram multiplicados pelo arco tangente. Inicialmente, foi testada a normalidade dos dados através do teste Kolmogorov-Sminov.

Em comparações entre os ambientes em dados com distribuição normal foi empregada à análise de variância (ANOVA) de um critério, complementada pelo teste de HSD-*Tukey*. Dados sem distribuição normal foram analisados pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis e complementados pelo teste Dunn. Nas comparações dentre os ambientes os dados com distribuição normal foi submetido ao Teste *t* (unilateral), para amostras pareadas. Dados sem distribuição normal foram analisados pelo teste não paramétrico de Wilcoxon, para amostras pareadas. Os testes foram realizados com o auxílio do programa Bioestat 2.0 (AYRES et al., 2000).

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, entre os ambientes e nos tempos, foi avaliada pelo índice de Sørensen (MAGURRAN, 1989).

Para analisar a densidade básica média da madeira foram retiradas as cascas de todas as amostras coletadas, contendo assim, apenas o alburno e o cerne (TRUGILHO et al., 1990). As peças coletadas foram saturadas em um recipiente com água durante 3 dias (NEVES et al., 2010). Após esta etapa as peças foram levadas ao Laboratório de Química Agrícola da UFRPE e foram mensurados os volumes e depois levadas a uma estufa com temperatura regulada a $103 \pm 2^\circ\text{C}$ até atingirem peso seco constante, as amostras secas foram pesadas em uma balança analítica. A densidade básica da madeira foi calculada através do resultado da divisão da massa seca da madeira pelo seu volume saturado (TRUGILHO et al., 1990). Os valores da densidade básica média das espécies foram considerados tanto para o dossel como para o sub-bosque.

Com objetivo de 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, foram elaboradas tabelas com percentual do número de espécies e indivíduos por classe de densidade da madeira com intervalo $0,2500 \text{ g.cm}^{-3}$. Os cálculos foram realizados no programa ® MS Excel.

Para analisar relação entre as taxas demográficas de cada espécie e sua densidade da madeira foram calculadas as taxas de mortalidade e incremento periódico anual em diâmetro por espécie (NASCIMENTO et al., 2005; POORTER et al., 2008; KRAFT et al., 2010), utilizando as equações algébricas indicadas por Sheil et al. (1995). As relações entre densidade básica média da madeira e taxas demográficas foram realizadas para as espécies do dossel e para o sub-bosque não sendo considerados os ambientes uma vez que o objetivo foi analisar a correlação entre as taxas demográficas e a densidade básica média da madeira das espécies.

Para obter uma estimativa mais confiável do coeficiente de correlação de Pearson foram excluídas da análise todas as espécies com mortalidade igual a zero (POORTER et al., 2008). A análise do incremento periódico anual em diâmetro foi realizada com as espécies para as quais foi possível calcular o incremento. Os cálculos foram realizados no programa ® MS Excel.

A normalidade das taxas de mortos, do incremento periódico anual em diâmetro e da densidade básica média da madeira foi testada através do teste Kolmogorov-Smirnov, os dados com distribuição normal foram analisados através do coeficiente de correlação de

Pearson. Dados sem distribuição normal foram submetidos a transformações logarítmicas (POORTER et al., 2008; MARTÍNEZ-VILALT et al., 2010) e em seguida submetida a análise do Coeficiente de Correlação de Pearson ao nível de significância de 0,05 (POORTER et al., 2008). Os testes foram realizados com o auxílio do programa Bioestat 2.0 (AYRES et al., 2000).

4. RESULTADOS

4.1. FISIONOMIA – Para o dossel, de um modo geral, pode-se perceber uma pequena variação nos ambientes no número de indivíduos e estabilidade na área basal. O sub-bosque apresentou um aumento significativo com o tempo na área basal e entre os ambientes no número de indivíduos e na área basal (Tabela 1).

A variação dos parâmetros (número de indivíduos, área basal e diâmetro médio) não revelaram diferenças estatísticas do dossel nos três tempos (2004, 2007 e 2010). Com relação aos ambientes, o número de indivíduos da borda ora foi mais semelhante ao ambiente intermediário ora mais semelhante ao interior (Tabela 1).

No dossel, o interior teve os menores valores para número de indivíduos e os maiores diâmetros médios (Tabela 1). Os ambientes de borda e intermediário apresentaram os maiores valores para número de indivíduos e os menores diâmetros médios (Tabela 1).

Com relação ao sub-bosque (2004, 2007 e 2010), a área basal dos ambientes de borda e intermediário aumentou com o tempo (Tabela 1). Os números de indivíduos nos ambientes de borda e interior não foram significativamente diferentes no tempo, aumentando apenas no ambiente intermediário (Tabela 1). Nesse estrato, os números de indivíduos e área basal são menores na borda do que nos demais ambientes (Tabela 1).

Tabela 1 - Parâmetros analisados nos censos (2004, 2007 e 2010) para o dossel (1000 m² por ambiente) e para o sub-bosque (250 m² por ambiente) da Mata de Cruzinha, Igarassu, PE. As letras maiúsculas representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) no tempo, e as minúsculas entre os ambientes.

	DOSSEL								
	Borda			Intermediário			Interior		
	2004	2007	2010	2004	2007	2010	2004	2007	2010
Número de indivíduos	183 Ab	165 Aab	193 Aab	255 Aa	207 Aa	231 Aa	159 Aa	139 Ab	147 Ab
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	20,59 Aa	21,47 Aa	20,55 Aa	24,22 Aa	19,96 Aa	21,49 Aa	24,29 Aa	22,99 Aa	23,99 Aa
Diâmetro médio (cm)	11,97 Ab	12,87 Aab	11,64 Ab	11,00 Ab	11,08 Ab	10,88 Ac	13,95 Aa	14,51 Aa	14,42 Aa
Nº de sobreviventes	-	163	160	-	203	191	-	139	129
Nº de mortos	-	20 Ab	5 Ba	-	52 Aa	16 Ba	-	20 Ab	10 Aa
Nº de recrutas	-	2 Ba	33 Aa	-	4 Ba	40 Aa	-	0 Ba	18 Aa
Taxa de mortalidade (%.ano ⁻¹)	-	3,78 Aa	1,02 Ba	-	7,32 Aa	2,65 Ba	-	4,38 Aa	2,46 Aa
Taxa de recrutamento (%.ano ⁻¹)	-	0,36 Ba	6,27 Aa	-	0,52 Ba	6,07 Aa	-	0,00 Ba	4,14 Aa
Taxa de perda de área basal (%.ano ⁻¹)	-	2,73 Aa	7,15 Aa	-	8,86 Aa	5,94 Aa	-	2,68Aa	3,30 Aa
Taxa de ganho de área basal (%.ano ⁻¹)	-	0,16 Ba	2,84 Aa	-	0,17 Ba	2,27 Aab	-	0,01 Ba	1,34 Ab
Incremento periódico anual em diâmetro (mm.ano ⁻¹)	-	2,42 Ba	0,72 Aa	-	1,25 Ab	1,64 Aa	-	0,36 Ac	1,64 Aa
Taxa de rotatividade em nº de indivíduo (%.ano ⁻¹)	-	2,07 Aab	3,64 Aa	-	3,92 Aa	4,36 Aa	-	2,19 Ab	3,30 Aa
Taxa de rotatividade em área basal (%.ano ⁻¹)	-	1,44 Aa	4,99 Aa	-	4,52 Aa	4,09 Aa	-	1,34 Aa	2,32 Aa

Continuação da tabela 1

	SUB-BOSQUE								
	Borda			Intermediário			Interior		
	2004	2007	2010	2004	2007	2010	2004	2007	2010
Número de indivíduos	157 Ab	241 Ab	253 Ab	243 Bb	382 Aa	426 Aa	376 Aa	376 Aab	429 Aa
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	2,21 Bc	3,65 Bb	4,95 Ab	3,63 Cb	5,43 Ba	7,07 Aa	4,95 Aa	5,22 Aab	6,88 Aab
Diâmetro médio (cm)	2,12 Aa	2,20 Aa	2,49 Aa	2,18 Aa	2,13 Aa	2,30 Aa	2,14 Aa	2,10 Aa	2,26 Aa
Nº de sobreviventes	-	140	210	-	214	343	-	297	344
Nº de mortos	-	17 Bb	31 Aa	-	29 Ab	39 Aa	-	79 Aa	32 Ba
Nº de recrutas	-	101 Ab	43 Bb	-	168 Aa	83 Bab	-	79 Ab	85 Aa
Taxa de mortalidade (%.ano ⁻¹)	-	3,75 Aa	4,49 Aa	-	4,15 Aa	3,53 Aa	-	7,56 Aa	2,92 Ba
Taxa de recrutamento (%.ano ⁻¹)	-	18,01 Aa	5,63 Ba	-	19,15 Aa	6,77 Ba	-	6,56 Ab	7,03 Aa
Taxa de perda área basal (%.ano ⁻¹)	-	19,55 Aa	16,09 Aa	-	13,62 Aa	9,79 Aa	-	9,60 Aa	11,02 Aa
Taxa de ganho de área basal (%.ano ⁻¹)	-	15,51 Aa	12,89 Aa	-	11,83 Aa	8,28 Ba	-	3,43Bb	8,69 Aa
Incremento periódico anual em diâmetro (mm.ano ⁻¹)	-	0,55 Aa	0,71 Aa	-	0,66 Aa	0,56 Aa	-	0,24 Aa	0,31 Aa
Taxa de rotatividade em nº de indivíduo (%.ano ⁻¹)	-	10,88 Aa	5,06 Aa	-	11,65 Aa	5,15 Ba	-	7,06 Aa	4,98 Aa
Taxa de rotatividade em área basal (%.ano ⁻¹)	-	17,53 Aa	14,19 Aa	-	12,73 Aa	9,04 Aa	-	6,51 Aa	9,86 Aa

4.2. DINÂMICA GERAL E POR AMBIENTE - 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. Com relação ao sub-bosque o recrutamento foi maior que mortalidade em todos os tempos (Tabela 1).

4.2.1. Número de recrutados, número de mortos, taxas de recrutamento e mortalidade -

Em todos ambientes os indivíduos do dossel tiveram tendência de aumento significativo para o número absoluto de recrutados em função do tempo (2004, 2007 e 2010), o mesmo padrão também pode ser observada 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, o que não foi observado no interior, já que este ambiente manteve-se estável não apresentando diferença significativa (Tabela 1). 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).

No sub-bosque, 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). O que também foi observado quando se analisaram as taxas de recrutamento nesses ambientes. (Tabela 1). 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 às taxas adquiriram estabilidade não apresentando diferenças significativas (Tabela 1).

Ainda no sub-bosque, o número de mortos apresentou um aumento significativo no ambiente de borda, que praticamente dobrou em função do tempo, e do interior, que no intervalo 2007-2010, houve redução de quase 50% do registrado em 2004-2007 (Tabela 1). Todavia, às taxas de mortalidade só confirmaram diferenças estatísticas para o decréscimo no tempo para o interior (Tabela 1).

4.2.2. Taxas de perda e de ganho de área basal e de incremento periódico anual em diâmetro - As taxas de perdas da área basal do dossel não apresentaram diferenças significativas no tempo e no espaço. Com relação às 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 com relação ao interior (Tabela 1).

As taxas de perdas da área basal do sub-bosque foram altas em todos ambientes. No entanto não apresentaram diferenças no tempo e no espaço (Tabela 1). Ainda no sub-bosque, 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). Cabe destacar os ambientes de borda e intermediário do intervalo 2004-2007 por apresentarem as maiores taxas de ganho da área basal.

De maneira geral, o incremento periódico anual em diâmetro do dossel e do sub-bosque não apresentou grandes diferenças nos ambientes e nos tempos, exceto pelo maior valor da borda do dossel no intervalo de 2004-2007 e pelo acentuado declínio no censo subsequente (Tabela 1).

4.2.3. Taxas de rotatividade de número de indivíduos e área basal - 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, onde os ambientes intermediário e interior foram distintos e semelhantes à borda (Tabela 1).

De maneira geral para o 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 taxa de rotatividade em número de indivíduos decaiu significativamente com o tempo (Tabela 1).

4.3. RIQUEZA, DIVERSIDADE e SIMILARIDADE FLORÍSTICA – Das 95, 99 e 103 espécies registradas no dossel e no sub-bosque nos censos de 2004, 2007 e 2010, respectivamente, 61 foram amostradas no dossel e 93 no sub-bosque. No dossel, em geral, não houve diferença no número de espécie no tempo e no espaço. No sub-bosque de modo geral a riqueza de espécies do interior e do ambiente intermediário foram maiores que próximo do limite florestal. O dossel do interior teve diversidade significativamente superior aos demais

ambientes, aumentando com o tempo (Tabela 2). O mesmo padrão foi observado para equabilidade de Pielou. A maior diversidade do sub-bosque ocorreu no interior, havendo um declínio significativo em função do tempo, enquanto nos ambientes (borda e intermediário) houve um aumento da diversidade com o tempo (Tabela 2).

A similaridade florística entre os ambientes na amostragem do dossel revelou que a borda e o ambiente intermediário foram semelhantes, e distintos do interior. No sub-bosque, os ambientes tiveram baixa similaridade (Tabela 3).

Tabela 2 - Espécies e famílias do dossel (1000 m² por ambiente) e do sub-bosque (250 m² por ambiente) com suas densidades básica média da madeira em g.cm⁻³ (DBM) e seus números de indivíduos, assim como 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. As letras maiúsculas representam diferença estatística significativa (p ≤ 0,05) no tempo, e as minúsculas entre os ambientes.

	DOSSSEL									
	2004			2007			2010			
	A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3	
Índice de Shannon-Wiener (H')	2,59 Aa	2,48 Bb	2,72 Bc	2,56 Aa	2,54 Aa	2,71 Bb	2,60 Aa	2,50 Bb	2,87 Ac	
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	37 Aa	31 Aa	31 Aa	35 Aa	29 Ab	27 Aa	38 Aa	30 Aa	30 Aa	
Espécie / Família	DBM									
	(g.cm⁻³)									
Anacardiaceae	-	15	7	2	15	6	2	17	7	3
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,3591	5	3	2	5	3	2	4	2	3
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	0,5873	10	4	-	10	3	-	13	5	-
Annonaceae	-	1	2	1	1	1	1	2	1	1
<i>Annona coriacea</i> Mart.	0,5686	1	1	-	1	1	-	1	1	-
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	0,4326	-	1	1	-	-	1	1	-	1
Apocynaceae	-	0	2	6	0	2	6	0	3	6
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	0,4379	-	2	6	-	2	6	-	3	6
Araliaceae	-	1	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodim	0,4795	1	-	-	1	-	-	1	-	-
Arecaceae	-	1	3	0	1	3	0	2	3	0
<i>Bactris ferruginea</i> Burret	-	1	3	-	1	3	-	2	3	-
Boraginaceae	-	4	4	1	4	4	0	5	4	0
<i>Cordia superba</i> Cham.	0,5987	4	4	1	4	4	-	5	4	-
Burseraceae	-	1	0	0	1	0	0	2	0	0
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	0,6798	1	-	-	1	-	-	2	-	-

Continuação da tabela 2

Espécie / Família	DBM (g.cm ⁻³)	DOSSEL								
		2004			2007			2010		
		A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Cecropiaceae	-	1	0	1	1	0	0	1	0	0
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	0,2247	1	-	1	1	-	-	1	-	-
Celastraceae	-	4	32	5	4	24	5	4	26	5
<i>Maytenus distichophylla</i> Mart. ex Reissek	0,7995	4	32	3	4	24	3	4	26	3
<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	0,7674	-	-	2	-	-	2	-	-	2
Chrysobalanaceae	-	2	0	0	2	0	0	2	0	0
<i>Couepia rufa</i> Ducke.	0,6755	1	-	-	1	-	-	1	-	-
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	0,9748	1	-	-	1	-	-	1	-	-
Clusiaceae	-	2	17	31	2	10	25	2	10	19
<i>Clusia cf. nemorosa</i> G.Mey	0,6384	2	17	31	2	10	25	2	10	19
Fabaceae	-	13	6	7	10	5	6	14	7	8
<i>Abarema cochliocarpos</i> (Gomez) Barneby & Grimes	0,6770	2	1	-	2	1	-	2	1	-
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	0,5000	-	-	2	-	-	2	-	-	3
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	0,6781	2	2	-	2	2	-	2	2	-
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	0,7528	-	-	3	-	-	2	-	-	3
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	0,6425	2	2	-	1	2	-	1	3	-
<i>Inga cayannensis</i> Sagot ex Benth.	0,5908	4	1	-	2	-	-	4	1	-
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	0,2936	2	-	2	1	-	2	3	-	2
<i>Swartzia pickelii</i> Killip ex Ducke	0,7490	1	-	-	2	-	-	2	-	-
Humiriaceae	-	0	1	0	0	2	0	0	2	0
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Benth.	0,8004	-	1	-	-	2	-	-	2	-
Hypericaceae	-	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	0,3250	-	-	-	-	-	-	1	-	-

Continuação da tabela 2

Espécie / Família	DBM (g.cm ⁻³)	DOSSEL								
		2004			2007			2010		
		A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Lauraceae	-	10	12	0	9	8	0	10	10	0
<i>Ocotea gardneri</i> (Meipn.) Mez	0,6126	10	12	-	9	8	-	10	10	-
Lecythidaceae	-	18	51	29	13	44	23	16	51	24
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers.	0,8682	10	36	29	8	32	23	9	38	24
<i>Lecythis pisonis</i> (Cambess.) Miers.	0,6292	8	15	-	5	12	-	7	13	-
Malpighiaceae	-	1	0	4	1	0	4	1	0	6
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	0,5959	1	-	2	1	-	2	1	-	4
<i>Byrsonima</i> sp.	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1
<i>Mascagnia</i> sp.	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1
Malvaceae	-	0	4	6	0	4	6	0	4	7
<i>Eriotheca crenulicalyx</i> A.Robyns	0,4359	-	3	-	-	3	-	-	3	-
<i>Luehea paniculata</i> Mart.	0,4747	-	1	6	-	1	6	-	1	7
Melastomataceae	-	3	1	5	3	2	5	2	1	6
<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	0,7469	1	1	3	1	2	3	1	-	3
<i>Miconia cf. discolor</i> DC.	0,6977	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	0,8065	1	-	2	1	-	2	-	1	2
<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	0,7586	1	-	-	1	-	-	1	-	-
Meliaceae	-	1	4	0	0	4	0	0	4	0
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	0,5703	1	4	-	-	4	-	-	4	-
Myrtaceae	-	0	1	17	0	1	16	1	1	17
<i>Campomanesia dichotoma</i> (O.Berg) Mattos	0,8245	-	-	10	-	-	10	-	-	10
<i>Campomanesia</i> sp.	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	0,7685	-	-	3	-	-	3	-	-	4
<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	0,5951	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	0,8379	-	-	-	-	-	-	1	-	-

Continuação da tabela 2

Espécie / Família	DBM (g.cm ⁻³)	DOSSEL								
		2004			2007			2010		
		A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
<i>Psidium</i> sp.	-	-	-	3	-	-	3	-	-	2
Myrtaceae A	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-
Nyctaginaceae	-	5	5	0	5	5	0	4	5	0
<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan	0,6763	1	4	-	1	4	-	1	4	-
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	0,6244	4	1	-	4	1	-	3	1	-
Ochnaceae	-	2	6	0	2	5	0	3	5	1
<i>Ouratea castanaeifolia</i> (DC.) Engl.	0,8123	2	6	-	2	5	-	3	5	1
Peraceae	-	74	78	7	67	62	6	79	71	7
<i>Chaetocarpus myrsinites</i> Baill.	0,6592	3	1	1	3	1	-	3	1	
<i>Pera ferruginea</i> (Schott) Müll. Arg.	0,7467	1	1	2	-	1	2	1	1	2
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	0,7461	70	76	4	64	60	4	75	69	5
Polygonaceae	-	18	17	25	17	13	23	18	14	23
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	0,8300	18	16	25	17	12	23	18	13	23
<i>Coccoloba</i> sp.	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-
Rubiaceae	-	2	0	0	2	0	0	2	0	0
<i>Alseis cf. floribunda</i> Schott.	0,6836	2	-	-	2	-	-	2	-	-
Salicaceae	-	1	0	3	1	0	3	1	0	3
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	-	-	-	3	-	-	3	-	-	3
<i>Casearia javitensis</i> Humb., Bonpl. & Kunth	0,7455	1	-	-	1	-	-	1	-	-
Sapindaceae	-	2	0	6	2	0	5	2	0	5
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	0,8946	-	-	1	-	-	1	-	-	1
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	0,7438	2	-	5	2	-	4	2	-	4
Sapotaceae	-	1	2	0	1	2	0	1	2	0
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	0,7051	1	2	-	1	2	-	1	2	-
Simaroubaceae	-	0	0	2	0	0	2	0	0	5
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	0,3635	-	-	2	-	-	2	-	-	5

Continuação da tabela 2

Espécie / Família	DBM (g.cm ⁻³)	DOSSEL								
		2004			2007			2010		
		A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Indeterminada	-	0	0	1	0	0	1	0	0	1
Indeterminada A	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1
Total		183	255	159	165	207	139	193	231	147

Espécie / Família	DBM (g.cm ⁻³)	SUB-BOSQUE								
		2004			2007			2010		
		A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Índice de Shannon-Wiener (H')		2,74 Ca	2,61 Cb	3,23 Ac	2,87 Ba	2,83 Bb	3,17 Bc	2,99 Aa	2,88 Ab	3,12 Cc
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		36 Bb	37 Bb	53 Aa	45 ABb	44 Ba	51 Aa	47 Ab	48 Aa	55 Aa

Espécie / Família	DBM (g.cm ⁻³)	SUB-BOSQUE								
		2004			2007			2010		
		A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Anacardiaceae	-	5	13	0	12	22	0	14	24	3
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,3591	-	4	-	-	7	-	1	8	2
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	0,5873	5	9	-	12	15	-	13	16	1
Annonaceae	-	3	1	0	4	3	0	6	3	0
<i>Annona salzmanii</i> A.DC.	0,5255	-	-	-	-	2	-	-	2	-
<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.	0,7275	3	1	-	3	1	-	4	1	-
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	0,4326	-	-	-	1	-	-	2	-	-
Apocynaceae	-	1	8	5	5	22	7	4	23	8
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	0,4379	-	8	5	4	22	7	3	23	8
<i>Tabernaemantana</i> aff. <i>Submollis</i> Mart. Ex Müll. Arg.	-	1	-	-	1	-	-	1	-	-
Araliaceae	-	0	2	2	0	2	1	1	2	1
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodim	0,4795	-	2	2	-	2	1	1	2	1

Continuação da tabela 2

Espécie / Família	DBM (g.cm ⁻³)	SUB-BOSQUE								
		2004			2007			2010		
		A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Arecaceae	-	2	2	0	3	7	0	4	9	0
<i>Bactris ferruginea</i> Burret	-	2	2	-	3	7	-	4	9	-
Bignoniaceae	-	0	0	1	0	1	1	0	1	1
Bignoniaceae A	-	-	-	1	-	1	1	-	1	1
Boraginaceae	-	0	2	0	0	2	0	2	2	0
<i>Cordia superba</i> Cham.	0,5987	-	2	-	-	2	-	2	2	-
Burseraceae	-	6	3	10	7	3	8	6	2	9
<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) March	0,7298	4	2	5	4	1	1	4	-	1
<i>Protium giganteum</i> Engl.	0,5929	1	-	-	1	-	-	1	-	-
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	0,6798	1	1	5	2	2	7	1	2	8
Celastraceae	-	17	43	50	25	63	55	24	77	64
<i>Maytenus distichophyla</i> Mart. ex Reissek	0,7995	17	39	47	25	59	51	24	73	59
<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	0,7674	-	4	3	-	4	4	-	4	5
Chrysobalanaceae	-	2	0	8	2	1	8	2	1	13
<i>Couepia rufa</i> Ducke.	0,6755	-	-	-	-	1	-	-	1	-
<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	0,9129	2	-	7	2	-	7	2	-	11
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	0,9748	-	-	1	-	-	1	-	-	1
Chrysobalanaceae A	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1
Clusiaceae	-	0	1	2	0	0	3	0	1	3
<i>Clusia cf. nemorosa</i> G.Mey	0,6384	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Rheedia gardneriana</i> Planch. & Triana	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	0,6068	-	-	2	-	-	3	-	-	3
Erythroxylaceae	-	0	1	0	0	1	0	0	2	0
<i>Erythroxylum mucronatum</i> Sw.	0,7417	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Erythroxylum squamatum</i> Sw.	0,8590	-	1	-	-	1	-	-	1	-

Continuação da tabela 2

Espécie / Família	DBM (g.cm ⁻³)	SUB-BOSQUE								
		2004			2007			2010		
		A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Fabaceae	-	4	12	30	6	22	33	7	29	35
<i>Abarema cochliocarpos</i> (Gomez) Barneby & Grimes	0,6770	2	4	1	1	5	3	2	5	4
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	0,5000	-	-	11	-	-	20	-	-	20
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	0,6781	-	-	1	-	-	1	-	-	1
<i>Andira nitida</i> Mart. ex. Benth.	0,6700	-	-	1	-	-	1	-	-	1
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	0,7528	-	-	5	-	1	5	-	1	5
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	0,6425	1	-	1	-	-	1	-	-	1
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0,7122	-	3	-	-	3	-	-	4	-
<i>Inga cayannensis</i> Sagot ex Benth.	0,5908	-	1	1	1	3	1	1	3	2
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	0,6566	1	-	1	1	-	1	1	-	1
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	0,2936	-	4	8	2	10	-	2	16	-
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-
Humiriaceae	-	1	0	0	2	0	0	2	0	1
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Benth.	0,8004	1	-	-	2	-	-	2	-	1
Lauraceae	-	7	6	7	11	9	7	13	15	7
<i>Ocotea gardneri</i> (Meipn.) Mez	0,6126	5	6	-	5	9	-	6	13	-
<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	1,0804	-	-	-	1	-	-	1	-	-
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	-	1	-	1	2	-	1	2	-	1
<i>Ocotea limae</i> Vattimo	-	1	-	6	3	-	6	4	2	6
Lecythidaceae	-	21	10	65	33	19	62	36	23	83
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers.	0,8682	21	9	65	31	16	62	32	18	83
<i>Lecythis pisonis</i> (Cambess.) Miers.	0,6292	-	1	-	2	3	-	4	5	-
Malpighiaceae	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	0,5959	-	-	1	-	-	-	-	-	-

Continuação da tabela 2

Espécie / Família	DBM (g.cm ³)	SUB-BOSQUE								
		2004			2007			2010		
		A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Malvaceae	-	1	1	0	1	4	0	1	4	1
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	0,5147	1	-	-	1	-	-	1	-	1
<i>Eriotheca crenulicalyx</i> A.Robyns	0,4359	-	1	-	-	4	-	-	4	-
Melastomataceae	-	0	4	7	0	4	6	0	5	5
<i>Miconia ciliata</i> (Rich.) DC.	-	-	-	2	-	-	-	-	1	-
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	0,8065	-	4	5	-	4	6	-	4	5
Meliaceae	-	1	2	29	1	3	23	2	5	25
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	0,4575	-	-	8	-	-	1	-	-	-
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	-	-	-	10	-	-	10	-	-	13
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	0,5703	1	2	11	1	3	12	2	5	12
Myrsinaceae	-	0	1	1	0	1	1	0	1	1
<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	0,6818	-	1	1	-	1	1	-	1	1
Myrtaceae	-	2	1	46	3	2	55	3	3	62
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	-	-	-	16	-	-	22	-	-	26
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	0,7685	2	1	13	2	2	14	2	2	20
<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	0,5951	-	-	15	-	-	17	-	-	15
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	0,8379	-	-	2	1	-	2	1	1	1
Myrtaceae B	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Moraceae	-	2	2	1	4	2	1	4	2	1
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	0,6439	1	-	1	2	-	1	2	-	1
<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	0,8270	1	2	-	2	2	-	2	2	-
Nyctaginaceae	-	2	2	9	2	8	11	2		
<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan	0,6763	1	2	7	1	8	10	1	6	9
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	0,6244	-	-	1	1	-	1	1	-	1
<i>Guapira</i> sp.	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-

Continuação da tabela 2

Espécie / Família	DBM (g.cm ³)	SUB-BOSQUE								
		2004			2007			2010		
		A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Ochnaceae	-	3	3	13	2	4	14	3	6	19
<i>Ouratea castanaeifolia</i> (DC.) Engl.	0,8123	3	3	13	2	4	14	3	5	19
<i>Ouratea cf. polygyna</i> Engl.	0,7492	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Olacaceae	-	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Olacaceae A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Peraceae	-	39	83	18	56	105	16	52	99	17
<i>Chaetocarpus myrsinites</i> Baill.	0,6592	1	-	-	1	-	-	1	-	-
<i>Pera ferruginea</i> (Schott) Müll. Arg.	0,7467	-	1	1	-	1	1	-	1	1
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	0,7461	38	82	17	55	104	15	51	98	16
Phyllanthaceae	-	1	0	0	2	0	0	2	0	0
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	0,8054	1	-	-	2	-	-	2	-	-
Polygonaceae	-	0	1	0	1	5	0	1	7	1
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	0,8300	-	1	-	1	5	-	1	7	1
Rubiaceae	-	11	26	28	13	39	24	11	37	22
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	0,6724	1	-	2	1	1	2	1	1	2
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Palicourea crocea</i> (Sw.) Roem. & Schult.	-	1	5	-	-	13	-	-	13	-
<i>Posoqueria longiflora</i> Aubl.	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-
<i>Psychotria bracteocardia</i> (DC.) Müll.Arg.	-	1	-	1	1	-	1	2	-	-
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	0,8231	7	17	23	10	18	19	8	17	18
<i>Psychotria cf. deflexa</i> DC.	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Psychotria erecta</i> (Aubl.) Standl. & Steyerl.	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1
<i>Salzmannia nitida</i> DC.	-	-	3	1	-	5	1	-	5	1

Continuação da tabela 2

Espécie / Família	DBM (g.cm ³)	SUB-BOSQUE								
		2004			2007			2010		
		A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Rutaceae	-	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Rutaceae A	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
Salicaceae	-	7	0	8	9	0	6	9	0	4
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	0,6583	2	-	-	3	-	-	2	-	-
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	-	-	-	4	-	-	4	-	-	3
<i>Casearia javitensis</i> Humb., Bonpl. & Kunth	0,7455	5	-	4	6	-	2	7	-	1
Sapindaceae	-	0	5	28	1	6	24	0	11	22
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., A.Juss. & Cambess.) Radlk.	0,6081	-	-	21	1	-	15	-	-	14
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	0,7438	-	5	7	-	5	9	-	10	8
<i>Cupania</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Sapindaceae A	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Sapotaceae	-	19	8	1	29	21	3	29	25	4
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	0,7051	19	8	1	29	21	3	29	25	4
Simaroubaceae	-	0	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	0,3635	-	-	1	-	-	1	-	-	1
Solanaceae	-	0	0	0	7	0	0	12	0	0
<i>Solanum paludosum</i> Moric.	0,6117	-	-	-	7	-	-	12	-	-
Virolaceae	-	0	0	4	0	1	4	0	1	3
<i>Paypayrola blanchetiana</i> Tul.	0,6896	-	-	4	-	1	3	-	1	3
Indeterminada	-	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Indeterminada B	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
Total		157	243	376	241	382	376	253	426	429

Tabela 3 - Índice de similaridade de Sørensen (%) entre os três ambientes nos censos de 2004, 2007 e 2010 na Mata de Cruzinha, Igarassu, PE.

DOSSEL						
AMBIENTES	2004		2007		2010	
	Intermediário	Interior	Intermediário	Interior	Intermediário	Interior
Borda	41,94	10,87	50,00	8,89	48,39	10,87
Intermediário	-	8,70	-	6,82	-	4,35

SUB-BOSQUE						
AMBIENTES	2004		2007		2010	
	Intermediário	Interior	Intermediário	Interior	Intermediário	Interior
Borda	16,44	22,47	17,98	20,83	14,74	17,65
Intermediário	-	22,22	-	21,05	-	17,48

4.4. 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 representam 74% das espécies, de cada um dos censos e respondem por 93% indivíduos. Das 61 espécies amostradas no dossel foi medida a densidade de 52 espécies (85%) e das 93 espécies amostradas no sub-bosque foi medida a densidade de 66 (70%) espécies.

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).

4.4.1. Distribuição das espécies e indivíduos em função da classe de densidade básica média da madeira - Tanto o dossel como 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 4).

No que se referem a 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, que predomina indivíduos na classe 0,5001-0,7500 g.cm⁻³ (Tabela 5).

4.4.2. Densidade básica média da madeira e taxas demográficas - Foram calculadas as taxas de mortalidade para 20 espécies do dossel no intervalo de 2004-2007 e 11 para o intervalo de 2007-2010 (Tabela 6). Essas representam 82% e 68% do número de indivíduos dos seus respectivos censos. No sub-bosque foram calculadas as taxas de mortalidade para 23 espécies no intervalo de 2004-2007 e 26 para o intervalo de 2007-2010 (Tabela 6), as quais representam 75% do número de indivíduos amostrados nos seus censos.

As taxas de mortalidade e a densidade básica média da madeira para as espécies do dossel no intervalo de 2004-2007 apresentaram correlação negativa significativa (Figura 2A) (Tabela 6). No intervalo 2007-2010, a correlação manteve-se negativa, mas não foi significativa (Figura 2B) (Tabela 6). Com relação ao sub-bosque houve correlação negativa significativa para os intervalos 2004-2007 e 2007-2010 (Figura 2C) (Figura 2D) (Tabela 6).

Para o dossel foi calculado o incremento periódico anual em diâmetro de 48 espécies nos intervalos de 2004-2007 e de 2007-2010 (Tabela 6), as quais representam mais de 90% do número de indivíduos amostrados para os seus censos. Enquanto no sub-bosque foi calculado o incremento periódico anual de 58 espécies no intervalo 2004-2007 e 60 para o intervalo 2007-2010 (Tabela 6), as quais representam mais de 77% do número de indivíduos amostrados para os censos do sub-bosque. O incremento periódico anual em diâmetro foi negativamente correlacionado com a densidade básica média da madeira para as espécies do dossel e sub-bosque nos intervalos de 2004-2007 e de 2007-2010 (Figura 3A) (Figura 3B) (Figura 3C) (Figura 3D) (Tabela 6).

Tabela 4 - Percentual de espécies do dossel e sub-bosque por classe de densidade básica média da madeira (DBM) entre e dentre os ambientes da Mata de Cruzinha, Igarassu, PE.

Número de espécies (%)	DOSSSEL									SUB-BOSQUE								
	Borda			Intermediário			Interior			Borda			Intermediário			Interior		
Classe de DBM (g.cm ⁻³)	2004	2007	2010	2004	2007	2010	2004	2007	2010	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	2,78	2,94	2,70	0,00	0,00	0,00	4,00	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	8,33	8,82	13,51	17,86	15,38	14,81	28,00	31,82	28,00
0,5001 - 0,7500	67,86	60,53	57,50	53,13	56,76	57,50	58,54	58,97	58,14	69,44	67,65	64,86	64,29	65,38	62,96	32,00	27,27	32,00
0,7501 - 1,000	32,14	28,95	27,50	31,25	29,73	30,00	26,83	28,21	30,23	19,44	20,59	18,92	17,86	19,23	22,22	36,00	40,91	40,00
> 1,000	0,00	2,63	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

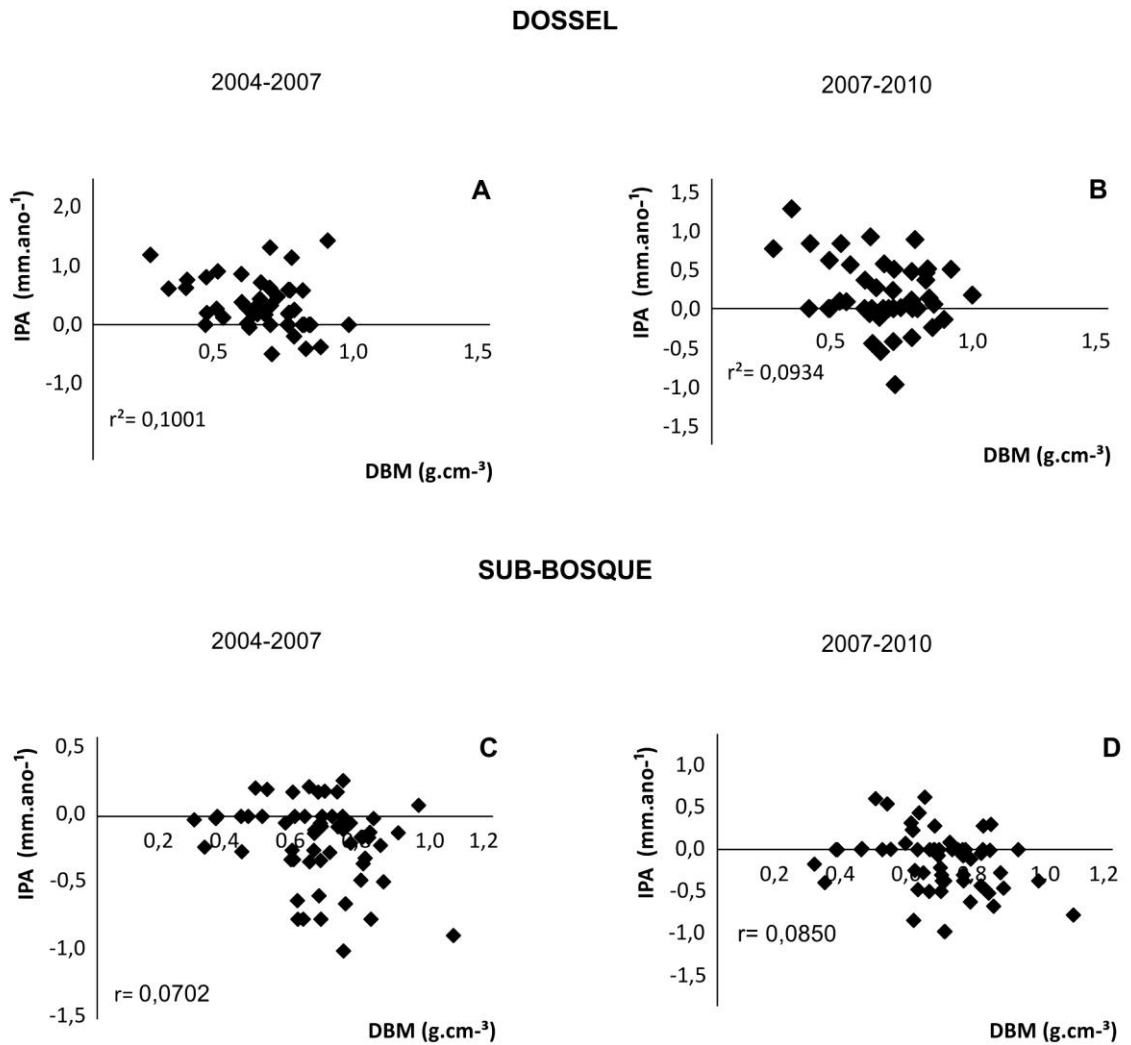
Tabela 5 - Percentual de indivíduos do dossel e sub-bosque por classe de densidade básica média da madeira (DBM) entre e dentre os ambientes da Mata de Cruzinha, Igarassu, PE.

Número de indivíduos (%)	DOSSEL									SUB-BOSQUE								
	Borda			Intermediário			Interior			Borda			Intermediário			Interior		
Classe de DBM (g.cm ⁻³)	2004	2007	2010	2004	2007	2010	2004	2007	2010	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	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	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	0,00	3,06	3,78	8,23	12,75	13,49	10,57	9,20	8,58
0,5001 - 0,7500	74,73	74,39	74,87	59,60	58,42	58,41	32,89	30,77	28,06	62,84	61,57	62,61	56,71	54,39	52,16	33,84	34,05	30,03
0,7501 - 1,000	20,33	20,73	19,37	36,40	37,13	37,61	52,35	53,08	52,52	37,16	34,93	33,19	35,06	32,86	34,35	55,59	56,75	61,39
> 1,000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	0,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tabela 6 - Coeficientes de correlação de Pearson entre a densidade básica média da madeira (DBM) com taxa de mortalidade (M) e a densidade média básica da madeira (DBM) com incremento periódico anual em diâmetro (IMA) para os intervalos de 2004-2007 e 2007-2010 do dossel (3000 m²) e do sub-bosque (750 m²) da Mata de Cruzinha, Igarassu, PE. Nível de significativa ($p \leq 0,05$).

	DOSSEL				SUB-BOSQUE			
	2004 - 2007		2007 - 2010		2004 - 2007		2007 - 2010	
	M	IPA	M	IPA	M	IPA	M	IPA
n (pares)	20	48	11	48	23	58	26	60
r (Pearson)	-0,5475	-0,3163	-0,1456	-0,3056	-0,4142	-0,2649	-0,5134	-0,2915
t	-2,7758	-2,2616	-0,4414	-2,1768	-2,0854	-2,0559	-2,9305	-2,3210
(p)	0,0124	0,0284	0,6693	0,0346	0,0493	0,0444	0,0073	0,0238

Figura 3 - Coeficientes de correlação de Pearson entre a densidade básica média da madeira (DBM) e o incremento periódico anual em diâmetro (IPA) para as espécies do dossel (3000 m²) nos intervalos de 2004-2007 (A) e 2007-2010 (B) e para o sub-bosque (750 m²) nos intervalos de 2004-2007 (C) e 2007-2010 (D) da Mata de Cruzinha, Igarassu, PE. Nível de significativa ($p \leq 0,05$).



5. DISCUSSÃO

5.1. FISIONOMIA

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 (*sensu* Harper et al., 2005), ou seja, já recuperada em termos de biomassa. Todavia, no sub-bosque, o número de indivíduos e a área basal apresentaram menores valores na borda, em relação aos demais ambientes nos três censos (2004, 2007 e 2010). Mesmo em bordas com dossel selado sabe-se que há diferenças entre os dois estratos uma vez que áreas as mais próximas do limite florestal sofrerem maior ação dos ventos, luminosidade e alterações nos níveis de umidade (MURCIA, 1995; KAPOK et al., 1997), sendo as plantas do sub-bosque mais sensíveis a qualquer dessas perturbações do que as plantas do dossel (METZGER, 1997).

5.2. DINÂMICA GERAL E POR AMBIENTE

O fato de o dossel não exibir grandes diferenças nos ambientes (tanto em número de indivíduos como em taxas) sugere mais uma vez a ausência de efeito de borda/selamento, pois caso contrário seria esperado, de acordo com Lewis et al. (2004) maiores taxas de recrutamento na borda. Os valores de recrutamento foram maiores que os de mortalidade (tanto em número de indivíduos como em taxas), mais uma vez, informando 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).

No sub-bosque, foi observada uma variabilidade (espacial e temporal) para o número de recrutados e mortos. Tal variabilidade na dinâmica de 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 ao 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) e por Harper et al. (2005). 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 distintos, como já foi afirmado acima, pelo fato de 35 anos terem permitido o selamento na borda do dossel. Todavia, no que se refere ao sub-bosque as áreas mais próximas do limite florestal, independente da borda ser selada ou não, sofrem maior ação dos ventos (MURCIA, 1995; KAPOS et al., 1997), sendo as plantas do sub-bosque mais sensíveis a qualquer perturbações do que as plantas do dossel (METZGER, 1997).

O selamento da borda da Mata de Cruzinha pode ser comprovado quando se analisam as taxas de perda e ganho de área basal, uma vez que no dossel, as taxas de perda e ganho de área basal revelaram uma estabilidade 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 (LIERBEMAN; LIERBEMAN, 1987; VAN DEN BERG, 2001; VAN DEN BERG; SANTOS, 2002).

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 remanescentes tenham crescido de tal forma que os valores do incremento se mantiveram semelhantes (SOARES et al., 2006).

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. Porém, 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 há maiores perturbações (PHILLIPS; GENTRY, 1994; CONDIT, 1997; BELLINGHAM et al., 1999; LAURANCE et al., 2000; LAURANCE, 2004; CASCANTE-MARÍN et al., 2011). O que pode ser explicado por Metzger et al. (1997) que relataram que as plantas do sub-bosque são mais sensíveis a perturbações do que as plantas de o dossel.

5.3. RIQUEZA, DIVERSIDADE e SIMILARIDADE FLORÍSTICA

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, 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.

No dossel, os ambientes de borda e intermediário são bastante similares e distintos do interior. Se considerarmos que ao longo da sucessão a composição de espécies é o último parâmetro a se recuperar (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001), podemos 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. Higuchi et al. (2008) registraram que o ambiente de borda tem uma composição de espécies distinta do interior. 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.

5.4. DENSIDADE BÁSICA MÉDIA DA MADEIRA

O dossel e o sub-bosque apresentaram maior concentração de espécie no mesmo intervalo de classe em todos os ambientes e nos diferentes tempos. No entanto, o percentual de número de indivíduos do dossel e do sub-bosque nos ambientes intermediário e interior foram maiores em intervalos de classe com maiores valores de densidade da madeira, ao contrário da borda. O que significa que os ambientes próximos do limite florestal concentram maior percentual de indivíduos de baixa densidade básica da madeira do que os ambientes próximo ao interior. Acerca desse assunto, Chadzon et al. (2010), ao estudarem estratégias de regeneração na floresta tropical na Costa Rica, relataram que nas áreas onde pós-distúrbio foi recente apresentaram 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; Gandara (2000), observaram que plantas com baixa densidade de madeira e crescimento rápido podem ser consideradas plantas de primeira ocupação ou boas colonizadoras (*sensu* SWAINE; WHITMORE, 1988). Sobre os mecanismos para a economia de água na planta, a literatura relata que plantas com alta densidade de madeira, comumente, tem 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 déficit hídrico (WRIGHT, 2002; WRIGHT et al., 2004), entretanto, apresentam alta taxa fotossintética.

Se considerarmos 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. Mostrando 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 ao longo de gradientes ambientais.

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 da Mata de Cruzinha, temos que ressaltar 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, esses resultados encontrados são bastantes importantes, uma vez que tratam-se de estudos realizados em ambientes não controlados de vegetação nativa, o que é bastante diferente de plantios comerciais.

O fato de ter sido analisada a relação entre densidade de madeira e mortalidade/incremento apenas para as espécies que apresentaram mortalidade e incremento

nos intervalos dos censos levou a uma redução do conjunto de espécies analisadas, 48 espécies do dossel e 63 espécies do sub-bosque. Como consequência, há severas limitações para maiores conclusões, uma vez que a literatura sugere que nas florestas tropicais as espécies raras tendem a apresentar valores de atributos funcionais distintos do das espécies mais frequentes (BARALOTO et al., 2010), sugerindo que as espécies raras devem ser incluídas nas análises para que se possa capturar todo o espectro de variação do atributo na comunidade analisada. Assim, é necessário continuar os censos para que um maior número de espécies possa ser analisado.

6. CONCLUSÃO

O 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 que está sofrendo efeito de borda, possivelmente devido o tempo de resposta das plantas jovens serem distintos dos das plantas adultas.

A borda do dossel e do sub-bosque apresentou maior concentração de indivíduos em classe de menor densidade da madeira, indicando que a composição e abundância diferenciada das espécies da borda, possivelmente seria resultado da maior mortalidade de espécies de menor densidade da madeira.

REFERÊNCIAS

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

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

BARALOTO, C. et al. Functional trait variation and sampling strategies in species-rich plant communities. **Functional Ecology**, v. 24, p. 208-216. 2010.

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.

BAZZAZ, F.A.; PICKETT, S.T.A. Physiological ecology of tropical succession: A comparative review. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, v.11, p. 287-310. 1980.

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

BELLINGHAM, P.J.; STEWART, G.H.; ALLEN, R.B. 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. (eds.). **Encyclopedia of life support systems (EOLSS)**, Oxford: Eolss Publishers, 2008. p. 1-11.

BODIN, O. et al. The value of small size: loss of forest patches and ecological thresholds in Southern Madagascar. **Ecological Applications**, v. 16, p. 440-451. 2006.

BOX, E.O. Plant functional types and climate at the global scale. **Journal of Vegetation Science**, v. 7, p. 309-320. 1996.

BROWN, C.S. Are functional guilds more realistic management units than individual species for restoration? **Weed Technology**, v. 18, p.1566-1571. 2004.

CASCANTE-MARÍN, A.; MEZA-PICADO, V.; ESTRADA-CHAVARRÍA, A. Tree turnover in a premontane neotropical forest (1998–2009) in Costa Rica. **Plant Ecology**, v. 212. p. 1101–1108. 2011.

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.

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

DAJOZ, R. **Princípios de Ecologia**. 7^a Ed. Porto Alegre: Artmed Editora S/A, 2005. 520p.

DENSLOW, J.S. Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. **Oecologia**, v. 46, p. 18-21. 1980.

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

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

GITAY, H.; NOBLE, I.R. What are functional types and how should we seek them? In: SMITH, T.M.; SHUGART, H.H.; WOODWARD, F.I. (eds.). **Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change**, Cambridge: Cambridge University Press, 1997. p. 3-19.

GODOY, J.R.L. A dinâmica da floresta neotropical e as mudanças climáticas globais. **Naturalia**, v. 32, p. 53-66. 2009.

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.

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**, Dodrecht, v. 199, p. 125-135. 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.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (eds.). **Mata ciliares: conservação e recuperação**, São Paulo, EDUSP/Editora da Universidade de São Paulo, 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 Jr., R.O. (eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**, London: The University of Chicago Press, 1997. p. 33-44.

KRAFT, N.J.B. et al. The relationship between wood density and mortality in a global tropical forest data set. **New Phytologist**, v. 188, p. 1124-1136 . 2010.

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

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

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

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

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

LETCHER, S.G.; CHAZDON, R.L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, p. 608-617. 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.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the atlantic rain forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1717-1725. 2008.

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: Vedral, Barcelona, 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.

MEINERS, S.J.; RYE, T.A.; KLASS, J.R. On a level field: the utility of studying native and non-native species in successional systems. **Applied Vegetation Science**, v.12, p. 45-53. 2008.

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.

MÜLLER, S.C. et al. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. **Plant Ecology**, v. 189, p.1-14. 2006.

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.

NASCIMENTO, H.E.M. et. al. Demographic and life-history correlates for Amazonian trees. **Journal of Vegetation Science**, v.16, p. 625-634. 2005.

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

NEVES, E.L.; FUNCH, L.S.; VIANA, B.F. Comportamento fenológico de três espécies de *Jatropha* (Euphorbiaceae) da Caatinga, semi-árido do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, p.155-166. 2010.

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.

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, p. 291-307. 2000.

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.

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.

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

REES, M. et al. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science**, v. 293, p. 650-655. 2001.

REICH, P.B. et al. The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. **International Journal of Plant Sciences**, v. 164 (3 Suppl.), p.143-164. 2003.

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

SANTIAGO, L.S. et al. Leaf photosynthetic traits scale with hydraulic conductivity and wood density in Panamanian forest canopy trees. **Oecologia**, v. 140, p. 543-550. 2004.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p. 18-32. 1991.

SCHNEIDER, P.R.; SCHNEIDER, P.R. **Introdução ao Manejo Florestal**. 2 ed. Santa Maria: Facos-UFSM. 2008. 566p.

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**. 1 ed. Viçosa: UFV. 2006. 276 p.

SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F.E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Dordrecht, 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.

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.

TURNER, I.M.; CORLETT, R.T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 330-334. 1996.

VAN DEN BERG, E. **Variáveis ambientais e a dinâmica estrutural e populacional de uma floresta de galeria em Itutinga, MG**. Tese de Doutorado do Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal da Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2001.

VAN DEN BERG, E.; SANTOS, F.A.M. **Population dynamics of tree species of a riparian forest in southeastern Brazil**. In 45th Symposium of the International Association for Vegetation Science (V.P. Pillar, coord.). IAVS, Porto Alegre, p.162. 2002.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v.116, p. 882-892, 2007.

WRIGHT, I.J. et al. The worldwide leaf economics spectrum. **Nature**, v. 428, p. 821-827, 2004.

WRIGHT, S.J. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v. 130, p. 1-14, 2002.

ZHANG, Z.D.; , ZANG, R.G.; QI, Y.D. Spatio-temporal patterns and dynamics of species richness and abundance of woody plant functional groups in a tropical forest landscape of Hainan Island, South China. **Journal of Integrative Plant Biology**, v. 50, p. 547-558. 2008.

ZUDEIMA, P.A.; SAYER, J.A.; DIJKMAN, W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. **Environmental Conservation**, v. 23, p. 290-297. 1996.