

**DINÂMICA DE UM FRAGMENTO DE  
MATA CILIAR DO RIO GRANDE EM  
BOM SUCESSO - MINAS GERAIS**

**VIVETTE APPOLINÁRIO RODRIGUES  
CABRAL**

1999

46466

13184 MFW

**VIVETTE APPOLINÁRIO RODRIGUES  
CABRAL**

**DINÂMICA DE FRAGMENTO DE  
MATA CILIAR DO RIO GRANDE EM  
BOM SUCESSO - MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Florestal, para obtenção do título de "Mestre".

Orientador

**Prof. Dr. ARY T. DE OLIVEIRA-FILHO**

**LAVRAS  
MINAS GERAIS - BRASIL  
1999**

Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca Central da UFLA

Appolinário, Vivette Rodrigues Cabral

Dinâmica de um fragmento de mata ciliar do Rio Grande em Bom Sucesso-  
Minas Gerais / Vivette Rodrigues Cabral Appolinário. - Lavras: UFLA, 1999.  
78 P. : il.

Orientador: Ary Teixeira de Oliveira-Filho.

Dissertação (Mestrado) - UFLA.

Bibliografia.

1. Floresta tropical. 2. Fragmento florestal. 3. Mata ciliar. 4. Dinâmica.  
5. Mortalidade. 6. Crescimento. 7. Rotatividade. 8. Curva de crescimento. 9.  
Espécie arbórea.

I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-634.9.

-634.95

VIVETTE APPOLINÁRIO RODRIGUES  
CABRAL

DINÂMICA DE UM FRAGMENTO DE  
MATA CILIAR DO RIO GRANDE EM  
BOM SUCESSO - MINAS GERAIS

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Florestal, para obtenção do título de "Mestre".

APROVADA em 25 fevereiro de 1999.

Prof. Dr. Ivan Schiavini

Prof. Dr. Douglas A. Carvalho

Prof. Marco Aurélio L. Fontes



Prof. Dr. Ary T. de Oliveira-Filho  
(Orientador)

**A esse lindo planeta que  
me acolheu...à Terra,**

**DEDICO**

## **AGRADECIMENTOS**

**Aos meus pais, pela graça da vida.**

**A minha família, Omar, Lucas, Pedro e Anuar, pela paciência e carinho nesses tempos.**

**Ao Ary, pela valiosa oportunidade, orientação, dedicação e estímulo.**

**Ao Ivan, pela colaboração e estímulo.**

**Aos amigos Fred e Kaila, pela valiosa amizade e companheirismo.**

**Aos colegas de mestrado Sybele, Sebastião, Anabel, Mauro, Walter, Gisele e Valéria pelo aconchego da amizade.**

**A todos os demais colegas de sala de aula, campo, corredores, secretaria e cafezinho (oi Chica), pela convivência saudável.**

**Aos professores do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Lavras, pela dedicação e respeito.**

**Ao meu avô, que me mostrou a dignidade de ser verdadeiro em tudo.**

**A Deus, pela alegria deste momento.**

## SUMÁRIO

	<b>Página</b>
RESUMO .....	vi
ABSTRACT .....	vii
1- INTRODUÇÃO .....	01
2- REFERENCIAL TEÓRICO .....	03
3- MATERIAL E MÉTODOS .....	10
3.1- Localização e caracterização da área de estudo .....	10
3.2- Coleta de dados da comunidade arbórea (1990 e 1997) .....	13
3.3- Parâmetros de dinâmica da comunidade arbórea .....	17
3.4- Parâmetros de dinâmica das espécies arbóreas .....	20
3.4.1- Dados gerais de dinâmica das espécies .....	20
3.4.2- Curvas de crescimento das espécies arbóreas .....	20
4- RESULTADOS .....	24
4.1- Dinâmica geral da comunidade arbórea (1990-1997) .....	24
4.1.1- Mudanças na comunidade por classe diamétrica .....	25
4.1.2- Mortalidade por classe diamétrica .....	28
4.1.3- Crescimento e incremento por classe diamétrica .....	31
4.2- Dinâmica das espécies arbóreas (1990-1997) .....	33
4.2.1- Crescimento médio e acelerado de 30 espécies arbóreas .....	46
5- DISCUSSÃO .....	55
5.1- Dinâmica geral da comunidade .....	55
5.2- Dinâmica por classe de diâmetro .....	59
5.3- Dinâmica das espécies arbóreas .....	62
6- CONCLUSÕES .....	68
7- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	69

## RESUMO

APPOLINÁRIO, Vivette Rodrigues Cabral. **Dinâmica de um Fragmento de Mata Ciliar do Rio Grande em Bom Sucesso - Minas Gerais**. Lavras:UFLA, 1999. (Dissertação - Mestrado em Engenharia Florestal).

Entre 1990 e 1997 realizou-se um estudo de dinâmica de uma comunidade arbórea localizada numa faixa de 1,2km de mata ciliar às margens do Rio Grande, no Estado de Minas Gerais-Brasil. O objetivo deste trabalho foi analisar os processos de mortalidade, crescimento e recrutamento do componente arbóreo, no intervalo de 6,92 anos. Em três blocos de 0,18 hectares cada, foram alocadas 24 parcelas de 15x15m, onde foi realizado um levantamento fitossociológico em 1990, registrando-se um total de 1619 indivíduos com diâmetro na base do tronco (DBT)  $\geq$  5cm. Um segundo levantamento, realizado em 1997, demonstrou que a comunidade apresentou taxas médias anuais de 3,70%, 2,03% e 4,12% para mortalidade e recrutamento em número de indivíduos, e acréscimo em área basal, respectivamente, determinando a meia-vida de 19,07 anos, tempo de duplicação de 34,57 anos e rotatividade de 26,82 anos. O crescimento em área basal dos sobreviventes ( $7,62 \text{ m}^2$ ) foi superior ao acréscimo promovido pelo recrutamento ( $0,68 \text{ m}^2$ ) e à perda pela mortalidade ( $3,94 \text{ m}^2$ ). As 30 espécies de maior ocorrência na área apresentaram diferentes padrões de mortalidade, recrutamento e crescimento. A taxa de crescimento médio anual dessas espécies variou de 1,30% a 3,93%, com tempo de vida previsto, entre 20 e 158 anos com a curva de crescimento médio e entre 11 e 120 anos, com a curva de crescimento acelerado. A queda acentuada nos valores de densidade entre árvores mais jovens (5-9cm de diâmetro) e o aumento líquido da área basal, principalmente entre as maiores árvores, indicam um processo de auto-desbaste e acúmulo de biomassa viva (crescimento lateral do tronco e copa). Conclui-se portanto, que o fragmento florestal ainda se encontra em estágio de reconstrução, mesmo após dois séculos de abandono das atividades de exploração de minérios na área.

---

Comitê Orientador: Ary T. de Oliveira-Filho - DCF-UFLA (Orientador), Ivan Schiavini (DEBIO-UFU), Douglas A. de Carvalho (DBI-UFLA) e Marco Aurélio Leite Fontes (DCF-UFLA).

## ABSTRACT

**APPOLINÁRIO, Vivette Rodrigues Cabral. Tree community dynamics in a Fragment of Riparian Forest in Bom Sucesso, Southeastern Brazil. Lavras: UFLA, 1999. (MSc Dissertation in Forest Engineering).**

A study of tree community dynamics was carried out between 1990 and 1997 in a fragment of riparian forest which stretches 1,2 km along the margins of the Rio Grande in Bom Sucesso, Minas Gerais State, southeastern Brazil. The purpose was to analyze the processes of tree mortality, growth and recruitment during the 6,92-year interval. The two surveys were carried out in three 0.18 ha sample plots, containing eight 15 x 15 m quadrats each, and registered all trees with circumference at the base of the trunk (DBT)  $\geq$  5cm, which totaled 1619 trees in 1990. The 1997 survey indicated that the tree community had mean annual rates of 3,70%, 2,03% and 4,12% for mortality, recruitment and ingrowth in basal area, respectively, corresponding to a half-life of 19,07 years, a doubling time of 34,57 years and a turnover of 26,82 years. The growth in basal area of surviving trees (7,62 m<sup>2</sup>) was superior to the basal area of both the recruits (0,68 m<sup>2</sup>) and dead trees (3,94 m<sup>2</sup>). The 30 most abundant tree species showed different patterns of mortality, recruitment and growth. The mean annual growth of these species varied from 1,30% to 3,93%, with mean projected lifetime between 20 and 158 years, based on the mean growth curve, and between 11 and 120, based on the accelerated growth curve. The pronounced decrease in tree density, particularly for the smaller trees (5-9cm DBT), along with the net increase in basal area, particularly among the larger trees, suggest a self-thinning process, resulting in larger mean tree size and accumulation of standing biomass. Therefore, there is evidence that the forest fragment is still in a building phase, even after two centuries since the abandonment of mining activities in the area.

---

Guidance Committee: Ary T. de Oliveira-Filho - DCF-UFLA (Supervisor), Ivan Schiavini (DEBIO-UFU), Douglas Antônio de Carvalho (DBI-UFLA) and Marco Aurélio Leite Fontes (DCF-UFLA).

## 1- INTRODUÇÃO

O estudo de dinâmica dos elementos amostrados em comunidades ou populações arbóreas, refere-se ao produto da interação dos diferentes fatores bióticos e abióticos, expresso por flutuações nos valores de mortalidade, recrutamento e crescimento. Ou seja, é um estudo que busca compreender o processo evolutivo de uma comunidade ou população, num determinado intervalo de tempo.

A Floresta Tropical Atlântica está reduzida a menos de 10% de sua área original, distribuídos em unidades de conservação e fragmentos florestais. Esses fragmentos apresentam grande diversidade fisionômica, desde florestas ombrófilas (pluviais), típicas da franja litorânea, até florestas estacionais (decíduas e semidecíduas), que predominam no interior e penetram a região do cerrado, na forma de matas ciliares e enclaves florestais (Oliveira-Filho e Fontes, 1999).

As matas ciliares se destacam no território brasileiro, por representarem a conexão entre diversos biomas, mantendo o fluxo gênico entre populações animais e vegetais, e participando diretamente da ciclagem da água continental. Do estudo dos processos que estão ocorrendo nestas áreas, depende o conhecimento que nos permitirá contribuir para sua manutenção, recuperação e um possível manejo, sem agressão à biodiversidade.

Cada fragmento de mata ciliar se mantém sob ampla diversidade de condições macro e micro ambientais, em íntima interação com a comunidade vegetal que ali se desenvolve. Alguns fatores ambientais podem exercer maior influência sobre a comunidade, sendo interessante analisá-los juntamente com o

histórico destas áreas, particularmente quando se pretende conhecer os efeitos da fragmentação florestal e perturbações antrópicas sobre a estrutura da comunidade vegetal, ao longo do tempo. No Brasil, ainda é recente o estudo da ecologia de fragmentos florestais e, dada a grande biodiversidade que apresentam, são poucos os dados de dinâmica de comunidades e populações em matas ciliares (Felfili, 1995a, 1995b).

Este trabalho objetivou a análise do comportamento da comunidade arbórea de um fragmento de mata ciliar, localizado à margem do Rio Grande, no distrito de Macaia, município de Bom Sucesso (MG), quanto aos processos de mortalidade, recrutamento e crescimento no período de 1990 a 1997.

## 2- REFERENCIAL TEÓRICO

O estado de Minas Gerais apresenta rica rede dendrítica, formada principalmente pelas Bacias Hidrográficas do Rio São Francisco, que nasce na Serra da Canastra (MG), Rio Paranaíba, com nascente na Serra do Salitre (MG), Rio Doce, a leste do estado, e Rio Grande, cuja nascente se encontra numa porção da Serra da Mantiqueira, próxima à divisa com o estado do Rio de Janeiro. Margeando rios e cursos d'água, é comum encontrarmos formações florestais que recebem diferentes denominações, de acordo com a região onde se localizam e fitofisionomias com as quais fazem limite (IBGE, 1993).

Na região centro-oeste e norte do Estado, onde domina o bioma cerrado, estas formações florestais recebem o nome de florestas de galeria e são caracterizadas por apresentarem limite com cerrado (sentido amplo). No domínio das florestas ombrófilas e semidecíduas do sul e leste do Estado, são, em geral chamadas de florestas ciliares. Podem ainda receber as denominações de ribeirinhas, fluviais, marginais, higrófilas ou aluviais, se estão sobre depósitos sedimentares, nos fundos de vale. Segundo alguns autores, as florestas de galeria diferenciam-se das demais, por serem uma vegetação arbórea, cujo dossel de ambas as margens se encontram, cobrindo a linha de drenagem e formando, assim, uma galeria. As demais formações florestais, às margens de rios de médio e grande tamanho, seriam então denominadas florestas ou matas ciliares (Mantovani, 1989).

Neste trabalho, adotamos o termo mata ciliar, abrangendo todas as denominações anteriormente citadas, dando-se maior ênfase à sua importância ecológica.

As matas ciliares, como componentes do conjunto de florestas tropicais, formam um importante habitat, não só para uma grande diversidade de insetos e avifauna, como também para a fauna terrestre, principalmente em áreas onde existe uma clara distinção entre os períodos seco e úmido, como no domínio dos cerrados (Whitmore, 1993; Terborgh, 1992). Durante o período de seca, o interior e a borda da mata servem de refúgio para mamíferos e, sendo estes o item principal da dieta de grandes felinos, sua presença permite o fluxo de grandes predadores através dos corredores formados por estas florestas. Estas formações florestais ainda apresentam função distinta, na manutenção e conservação dos solos que margeiam as linhas de drenagem, impedindo a erosão, mantendo a biodiversidade de sua macrofauna edáfica e tendo relação direta com os ecossistemas fluviais (Barbosa, 1997).

A predominância de síndromes de dispersão de espécies vegetais, principalmente por zoocoria e anemocoria nos diferentes estratos que estas formações vegetais apresentam (Howe e Smallwood, 1982; Janzen, 1983; Kress e Beach, 1994; Levey et al. 1994; Foster, 1996; Ressel, 1997), a continuidade destas matas que margeiam os cursos d'água e a constante oferta de recursos, permitem o fluxo gênico de distintos grupos.

Segundo Oliveira-Filho e Ratter (1995), as matas ciliares ainda apresentam um considerável número de espécies de ampla distribuição, mantendo a conexão entre os dois principais blocos de floresta neotropical (Amazônica e Atlântica), através da rede de drenagem que atravessa o cerrado, após as mudanças paleoambientais resultantes das flutuações climáticas do período Quaternário. As zonas de transição entre as diferentes composições de fauna e flora, que os corredores de matas ciliares apresentam, tanto no sentido paralelo como perpendicular à rede de drenagem, e o contato com diferentes fitofisionomias que os limitam, atuam como polos de especiação ou vicariância.

A exploração e ocupação do Brasil Tropical Atlântico, desde o seu descobrimento, e o incremento destas atividades neste século, levaram à devastação de 90% da floresta Atlântica. Hoje, principalmente na região centro-sul do país, predominam os remanescentes florestais, inclusive de matas ciliares, em sua maioria ainda em recente estágio de recuperação ou sujeitos à perturbação pela caça predatória, exploração inadequada de seu componente arbóreo ou à mudanças de alcance ainda desconhecido, causadas pela construção de reservatórios hidroelétricos. A busca de amplo conhecimento sobre ecossistemas florestais neotropicais, para uso sustentável de seus recursos, manutenção de seu banco genético, recuperação de áreas degradadas e manejo de vegetação nativa, tem sido incrementada após a Conferência das Nações Unidas, realizada no Rio de Janeiro, em 1992.

Matas ciliares apresentam valor inquestionável, dentro do conceito de conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais e têm sido objeto de crescente interesse científico e social, diante dos processos de destruição e fragmentação presentes. No Brasil, as iniciativas tiveram como resultado a realização do 1º Simpósio sobre Mata Ciliar em São Paulo, em 1989, o 2º Simpósio em Ribeirão Preto, em 1995 e, em 1996, em Brasília, o International Symposium on Assessment and Monitoring of Forests in Tropical Dry Regions with Special Reference to Gallery Forests. Dentro das prioridades no âmbito da pesquisa em matas ciliares, encontram-se o conhecimento sobre a ecologia dos remanescentes, para a realização de medidas mitigadoras diante dos efeitos da fragmentação e os projetos de reabilitação de áreas degradadas. Apesar da importância das matas ciliares, pouco se sabe a respeito de sua ecologia. E principalmente, sobre os remanescentes destas florestas, que hoje encontram-se entre os menos de 10% de Floresta Atlântica que ainda restam.

O maior volume de informações sobre dinâmica de comunidades florestais tropicais na América relaciona-se a áreas preservadas ou pouco perturbadas.

Em 1940, em Porto Rico, Crow (1980) iniciou um estudo de 30 anos sobre o desenvolvimento da comunidade arbórea, com diâmetro a altura do peito (DAP)  $\geq 4$ cm, e observou duas fases distintas, provavelmente como resultado da passagem de um furacão há alguns anos antes do início da coleta de dados. Um primeiro período caracterizado pelo aumento na densidade, diversidade de espécies e biomassa; e um segundo período, marcado pela redução no ritmo de acréscimo de biomassa, densidade e diversidade. A área estava, portanto, refletindo um processo de recuperação pós-distúrbio.

Os distúrbios naturais e periódicos, como fogo, inundações, furacões e chuvas, são reconhecidos como os principais agentes criadores de clareiras de distintos tamanhos, que têm papel fundamental na manutenção da diversidade em florestas tropicais (Deslow, 1987). Os trabalhos realizados em Barro Colorado, no Panamá (Brokaw, 1982; Putz e Milton, 1996; Lang e Knight, 1983; Hubbell e Foster, 1990) mostraram que os picos de criação de clareiras coincidem com os picos de chuvas na área, quando a alta umidade no solo e a maior frequência de ventos fortes propiciavam a queda de árvores. Esse ritmo de criação de clareiras, por sua vez, influencia a dispersão e germinação de espécies (Swaine e Hall, 1988; Swaine e Whitmore, 1988), principalmente daquelas dependentes de maior quantidade de luz para seu estabelecimento (pioneiras e clímax exigentes de luz). As taxas de mortalidade e recrutamento, nas áreas de clareira, foram maiores do que no restante da floresta e as espécies em Barro Colorado não estavam em equilíbrio: espécies mais abundantes aumentaram sua densidade, enquanto espécies raras apresentaram um declínio. O comportamento das espécies, quanto à mortalidade e recrutamento, é muito variável em resposta a diferentes pressões ou condições biológicas (Condit et al., 1994, 1995; Korning

e Balslev, 1994 a,b; Lieberman et al., 1985, 1994; Swaine et al., 1987; Swaine, 1990; Swaine e Whitmore, 1988). Sobre o comportamento de crescimento de espécies tropicais, ainda pouco se sabe diante da grande diversidade de espécies florestais que o bioma apresenta (Condit et al., 1992, 1993a, 1993b; Lieberman e Lieberman, 1987).

Na Reserva Florestal de La Selva, na Costa Rica, observando-se a dinâmica de uma comunidade arbórea composta por indivíduos de DAP  $\geq$  10cm (Lieberman et al., 1985, 1990; Lieberman e Lieberman, 1987, 1994), concluiu-se que, num período de 13 anos, o recrutamento compensou a mortalidade e não havia relação de dependência entre esta e o tamanho das árvores. Entre os indivíduos mortos, 37% estavam inteiramente decompostos, 31% estavam quebrados, 26% morreram em pé. Espécies do sub-bosque apresentaram crescimento lento e constante e vida mais curta; enquanto espécies de bosque têm crescimento lento, alta variabilidade entre as taxas de crescimento e vida mais longa. Espécies do dossel, clímax tolerantes à sombra, frequentemente apresentaram rápido crescimento e vida longa, e as clímax dependentes de luz, rápido crescimento e vida curta.

Na Venezuela, taxas anuais de mortalidade em número de indivíduos, de árvores de DAP  $\geq$  10cm, não diferiram significativamente entre duas distintas zonas de vida (floresta úmida baixa e floresta úmida montana), entre diferentes classes de diâmetro e posição na estrutura vertical da floresta, e foram compensadas pelo acréscimo em área basal (Carey et al., 1994). Uhl et al. (1981, 1988) trabalhando em San Carlos de Rio Negro, na Venezuela, encontraram diferentes taxas de mortalidade entre diferentes amostras de floresta tropical e nenhum padrão de dependência da mortalidade, em relação ao tamanho dos indivíduos e de estratificação na estrutura vertical.

Na estação de Cocha Cashu no Peru, Gentry e Terborgh (1990) não observaram diferença significativa nas taxas de mortalidade entre classes de

diâmetro, para árvores de DAP  $\geq 10$ cm. A mortalidade foi superior ao recrutamento, com flutuação na densidade em diferentes intervalos de tempo e crescimento maior entre indivíduos de maior tamanho.

Na Amazônia equatoriana, Korning e Balslev (1994a) observaram grande variação entre as taxas de crescimento e mortalidade de 22 espécies de floresta tropical úmida e nenhuma relação com o tamanho dos indivíduos. Áreas diferentes apresentam diferentes conjuntos de resultados em relação a processos dinâmicos (Hartshorn, 1980, 1990; Phillips e Gentry, 1994),

Os distúrbios não naturais (atividade extrativista de recursos do solo e florestais, queimadas e implantação de áreas urbanas), entretanto, são uma realidade atual. A fragmentação florestal tem sido objeto de intensos trabalhos, que buscam compreender a ecologia destas áreas sob efeito de grande diversidade de componentes, como: composição de fauna e flora; tamanho, forma e localização; interação com outros biomas e respostas a distúrbios naturais ou não (Zudeima et al., 1996; Laurance e Bierregaard, 1997). O potencial de desenvolvimento de um ecossistema florestal fragmentado ao longo do tempo e a prática de manejo destes remanescentes, representam a principal meta das pesquisas em fragmentos florestais.

No Brasil alguns trabalhos de dinâmica florestal foram feitos em áreas preservadas. Na Região Amazônica, Rankin-de-Merona et al. (1990) encontraram em árvores de DAP  $\geq 10$ cm em 5 hectares de amostragem, 46% das árvores mortas quebradas, e valores de mortalidade por classe diamétrica, acompanhando a distribuição de abundância dos indivíduos na área. Foram ainda trabalhados os resultados de mortalidade e recrutamento por família botânica. Na Região Centro-Oeste, Felfili (1995a,b) trabalhou com dinâmica de uma floresta de galeria em Brasília. Para árvores de DAP  $\geq 10$ cm, o incremento médio aumentou com o aumento das classes de diâmetro, a taxa anual de mortalidade superou a de recrutamento para a comunidade arbórea, mas para as

espécies mais abundantes, observou-se um balanço. A mata de galeria do Gama (Brasília) apresentou diversidade e estrutura de área não perturbada.

Trabalhos de dinâmica em fragmentos florestais são escassos (Oliveira-Filho et al., 1997; Pulz, 1998) e sobre dinâmica de fragmentos de matas ciliares, nada se sabe. Segundo Oliveira-Filho et al. (1997), os processos de dinâmica e regeneração, em diferentes áreas dentro de um mesmo fragmento florestal, estão diretamente relacionados com a intensidade e tempo de duração do regime de distúrbios, aos quais foram submetidos. O mesmo raciocínio é válido para diferentes fragmentos, distintamente caracterizados em função da estrutura e composição florística, localização, regimes de distúrbio e histórico de criação dessas áreas.

Fragmentos florestais são o resultado imediato de uma grande perturbação e, apesar de serem protegidas por lei, as matas ciliares estão sob forte impacto de fragmentação, desde o início da colonização do país, por sua proximidade das redes de drenagem e por estarem sobre solos de melhor qualidade para a agricultura.

A área de estudo deste trabalho é um fragmento florestal de mata ciliar localizado à margem do Rio Grande (MG), que vem lentamente se recuperando desde o abandono das atividades mineradoras na área, há cerca de 200 anos. É uma mata situada à margem de uma curva externa do rio, portanto, sujeita a constante processo de solapamento. Apresenta topografia acidentada e solos de fertilidade variável, contribuindo para o estabelecimento de um grande número de espécies com distintas estratégias ecológicas (Oliveira-Filho et al., 1994; Carvalho et al., 1995a,b,c). O objetivo deste trabalho foi analisar, através de um estudo de dinâmica aos níveis de comunidade e populações, o comportamento do componente arbóreo deste fragmento de mata ciliar, no intervalo de 6,92 anos.

### **3- MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1- Localização e caracterização da área de estudo**

O presente estudo foi realizado em um fragmento de mata ciliar, com cerca de 84 ha, situado às margens do Rio Grande, na Fazenda Botelho (21°09'35"S, 44°54'10"W), distrito de Macaia, município de Bom Sucesso, Minas Gerais - Brasil (FIGURAS 1 e 2).

Localizada a 825m de altitude, a área apresenta clima do tipo Cwb, segundo a classificação de Köppen, com verão ameno e inverno seco. A temperatura média anual é de 19.61°C, com máximas mensais de 26,9°C e mínimas mensais de 14°C (Vilela e Ramalho, 1979). A precipitação anual é de 1517 mm, com 93% das chuvas ocorrendo entre os meses de outubro e abril, com precipitações mensais variando de 19,2 mm (julho) a 293,3 mm (janeiro).

Segundo o sistema de classificação do IBGE (1993), a vegetação do fragmento florestal está caracterizada como Floresta Estacional Semidecidual Montana, nas partes mais altas, e Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, nas áreas adjacentes à margem do rio.

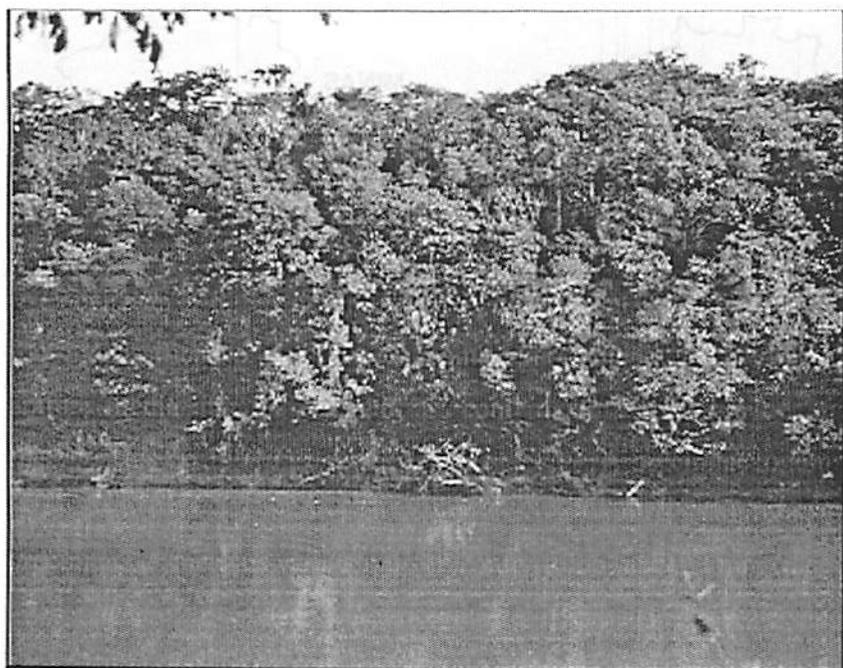


FIGURA 1: Vista da mata ciliar de Macaia, em Bom Sucesso (MG), à margem do Rio Grande.

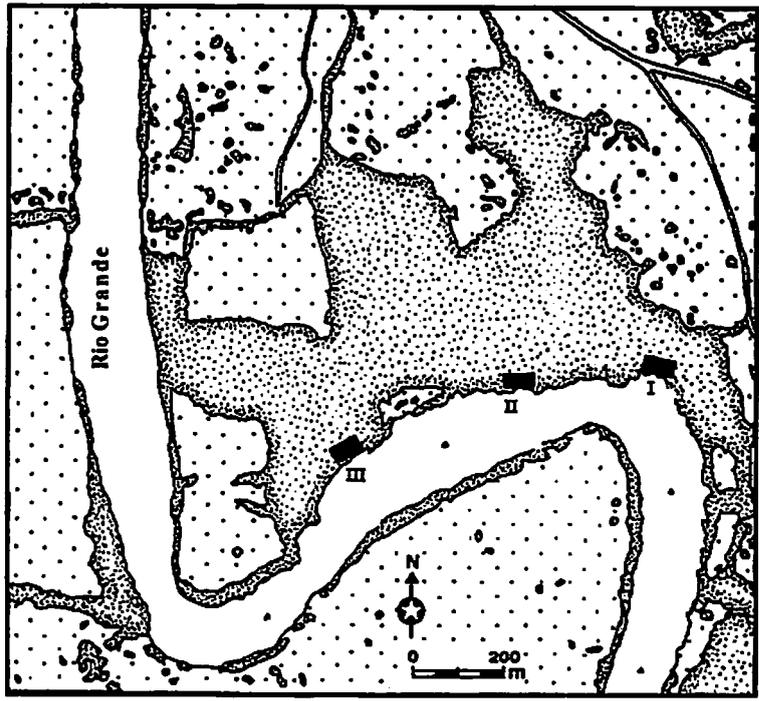
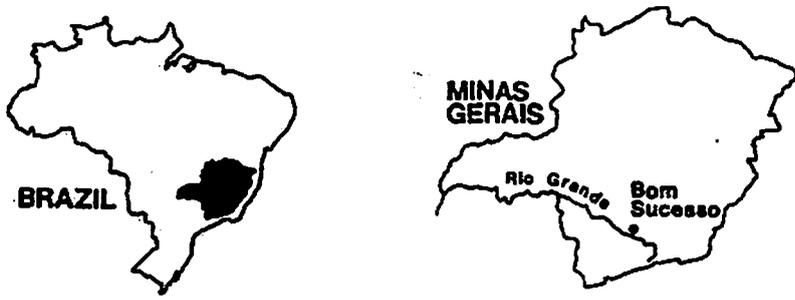


FIGURA 2: Localização do município de Bom Sucesso no estado de Minas Gerais e distribuição dos blocos de amostragem no fragmento de mata ciliar de Macaia, em Bom Sucesso (MG). O pontilhado denso corresponde à área ocupada pelo fragmento florestal ao longo do Rio Grande e o pontilhado esparso, corresponde à área de pastagens.

No topo das encostas, encontra-se solo do tipo Latossolo Vermelho-Escuro e solo do tipo Aluvial, nas áreas mais baixas (Oliveira-Filho et al., 1994). Esta faixa de floresta recebe a denominação de mata ciliar, no sentido mais restrito do termo.

O fragmento florestal acompanha a margem externa de uma curva do rio, sujeita a inundações com a flutuação sazonal do nível do rio e onde a erosão, por solapamento, forma barrancos e determina o lento recuo da floresta. Devido à exploração de minério na área, interrompida há cerca de 200 anos, houve a formação de ravinas, caracterizando um relevo acidentado.

### **3.2- Coleta de dados da comunidade arbórea (1990 e 1997)**

Foram realizados dois levantamentos na faixa ciliar do fragmento florestal. O primeiro deles, entre março e outubro de 1990 (Oliveira-Filho et al., 1994; Carvalho et al., 1992, 1995a,b,c) e o segundo, entre março e agosto de 1997, quando as parcelas foram reinstaladas. A área amostrada tem 0,54 ha, divididos em três blocos de 0,18 ha cada, contendo 8 parcelas de 15m x 15m, totalizando 24 parcelas distribuídas em 1,2 km de extensão (FIGURAS 3, 4 e 5).

Nos dois levantamentos, foram registradas as medidas de circunferência na base do tronco (CBT), de todos os indivíduos vivos com CBT  $\geq 15,8$ cm (diâmetro na base do tronco ou DBT  $\geq 5$ cm).

## Bloco I

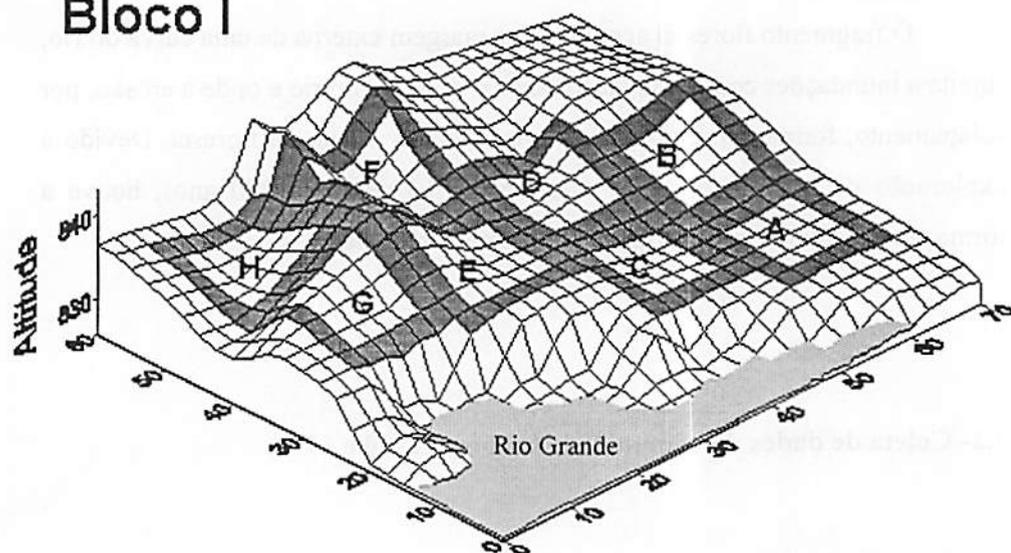


FIGURA 3: Perfil tridimensional de superfície do trecho da mata ciliar de Macaia, em Bom Sucesso (MG) onde se encontra o Bloco I, mostrando a distribuição das parcelas.

## Bloco II

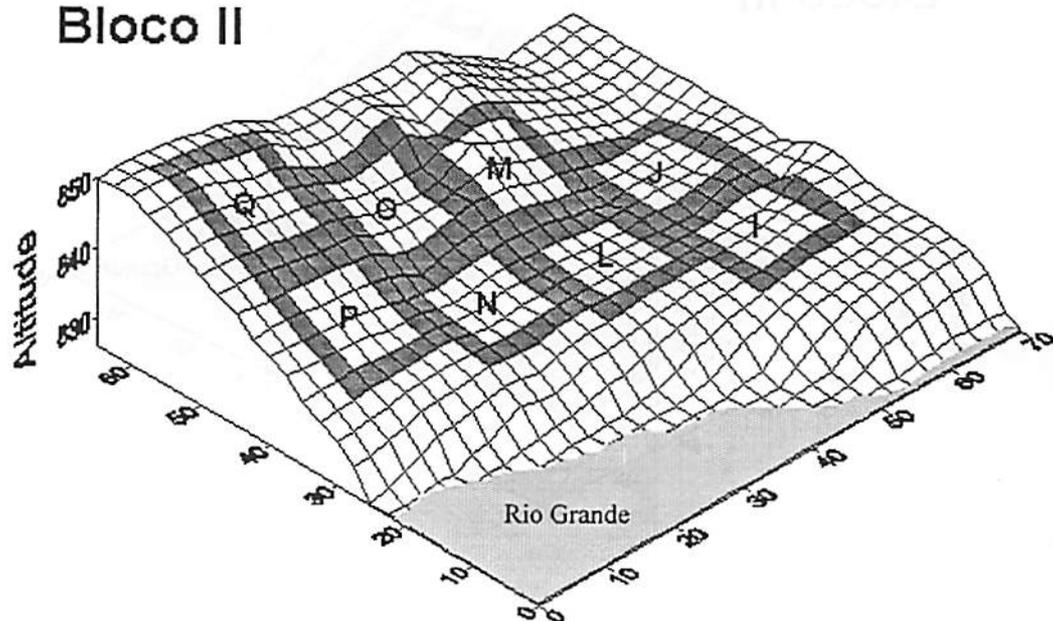


FIGURA 4: Perfil tridimensional de superfície do trecho da mata ciliar de Macaia, em Bom Sucesso (MG) onde se encontra o Bloco II, mostrando a distribuição das parcelas.

## Bloco III

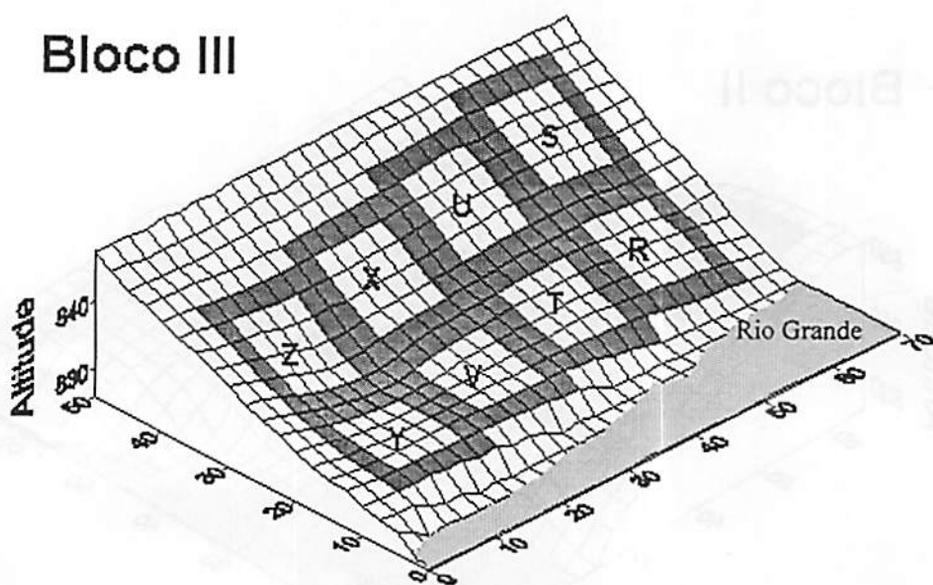


FIGURA 5: Perfil tridimensional de superfície do trecho da mata ciliar de Macaia, em Bom Sucesso (MG) onde se encontra o Bloco III, mostrando a distribuição das parcelas.

Todos os indivíduos registrados no levantamento realizado em 1990 receberam uma plaqueta de alumínio numerada, para identificá-los. No segundo levantamento, realizado em 1997, as 24 parcelas foram reinstaladas e, para todos os indivíduos sobreviventes (S), foi medida a circunferência na base do tronco (CBT). Os indivíduos encontrados mortos, assim como aqueles que não foram encontrados após uma criteriosa busca, foram classificados como mortos (M).

Todos os indivíduos vivos que não faziam parte do grupo de sobreviventes, mas que apresentaram  $DBT \geq 5\text{cm}$ , tiveram suas medidas de circunferência e altura por estimativa anotadas, receberam identificação de campo (plaquetas de alumínio numeradas) e foram classificados como recrutas (R).

A identificação do material botânico dos recrutas foi realizada pelo Prof. Ary Teixeira de Oliveira Filho, do Departamento de Ciências Florestais, com o auxílio de consultas ao Herbário ESAL da Universidade Federal de Lavras.

### **3.3- Parâmetros de dinâmica da comunidade arbórea**

Para a comunidade arbórea amostrada, foram calculadas, para o intervalo de tempo de 6.92 anos (1990-1997), as taxas médias anuais de mortalidade e recrutamento (indivíduos ingressantes no segundo levantamento) em número de indivíduos e as taxas médias anuais de mortalidade e de acréscimo em área basal (*ingrowth*). O acréscimo em área basal é decorrente do crescimento das árvores sobreviventes, somado à área basal dos recrutas.

Para o cálculo das taxas, utilizou-se o modelo logarítmico desenvolvido por Lieberman et al. (1985b):

$$r = (C_1 / C_0)^{1/t} - 1$$

onde  $C$  é o valor total em área basal ou número de indivíduos no primeiro ( $C_0$ ) e no segundo levantamento ( $C_1$ ) e  $t$  é o tempo transcorrido em anos.

Para o cálculo das taxas médias anuais de rotatividade em número de indivíduos e área basal, foram obtidas, respectivamente, as médias dos valores absolutos das taxas de recrutamento e mortalidade, em número de indivíduos e dos valores absolutos das taxas de acréscimo e mortalidade, em área basal.

Para o cálculo dos valores, em anos, da meia-vida ( $t_{1/2}$ ), que é o tempo necessário para a comunidade reduzir seu tamanho à metade, e o tempo de duplicação ( $t_2$ ), que é o tempo necessário para esta comunidade dobrar seu tamanho, utilizaram-se os modelos matemáticos desenvolvidos por Korning e Balslev (1994b):

$$t_{1/2} \text{ (meia-vida)} = \ln(0,5) / \ln(1+r)$$

Onde,  $r$  é a taxa média anual de mortalidade em número de indivíduos ou em área basal da comunidade arbórea amostrada, e

$$t_2 \text{ (tempo de duplicação)} = \ln(2) / \ln(1+r)$$

Onde  $r$  é a taxa média anual de recrutamento em número de indivíduos ou de acréscimo em área basal da comunidade arbórea amostrada.

Foram ainda calculados para o período de 6,92 anos, os valores de estabilidade e rotatividade (*turnover*) da comunidade arbórea, expressos em anos

(Korning e Balslev, 1994). A estabilidade, em número de indivíduos ou área basal, é calculada pela diferença entre a meia-vida e o tempo de duplicação, sendo a área mais estável, aquela cujo valor seja o mais próximo de zero. A rotatividade, em número de indivíduos ou área basal, é a média aritmética entre a meia-vida e o tempo de duplicação e, quanto menor o valor, mais dinâmica é a comunidade.

Para análise da dinâmica da comunidade por classe diamétrica, utilizou-se o intervalo de classes em oitavas (5 a < 9cm; 9 a < 17cm; 17 a < 33cm; 33 a < 65cm; 65 a < 129cm) pelo fato de melhor expressar os dados obtidos por classe diamétrica em fragmentos de matas ciliares, segundo Oliveira-Filho et al.(1999).

Para todas as classes diamétricas, foram calculados os valores absolutos e as taxas médias anuais de mortalidade, recrutamento, crescimento, imigração e emigração (Lieberman et al., 1985). Neste cálculo, o conceito de crescimento é o acréscimo em diâmetro dos sobreviventes, imigração é o número de indivíduos que ingressam em uma classe diamétrica (*ingrowth*) e emigração é o número de indivíduos que saem de uma classe diamétrica (*outgrowth*). Os valores de mudança, ou a variação na densidade por classe diamétrica, foi obtida através da diferença entre o número de indivíduos por classe, dos dois levantamentos.

Para verificar diferenças entre as classes de diâmetro em termos de número de indivíduos mortos, recrutas, mudanças, imigração e emigração, foram aplicados testes de Qui-quadrado (Zar, 1996).

### **3.4- Parâmetros de dinâmica das espécies arbóreas**

#### **3.4.1- Dados gerais de dinâmica das espécies**

Nos dois levantamentos (1990 e 1997), encontraram-se 166 espécies. Contudo, foram calculados os valores das taxas de mortalidade, recrutamento, rotatividade e mudança em número de indivíduos e das taxas de mortalidade, rotatividade e acréscimo em área basal (conforme descrito no item 3.3 para a comunidade arbórea) para as 104 espécies que apresentaram pelo menos três indivíduos ( $N \geq 3$ ) somando-se o número de indivíduos da espécie, nos dois levantamentos. As 104 espécies foram distribuídas em 3 grupos, de acordo com o número de indivíduos no primeiro levantamento: G1, contendo de 30 a 80 árvores; G2, de 5 a 29 árvores; e G3, de 1 a 4 árvores por espécie. Foram feitas comparações entre os grupos, pelo Teste de Qui-quadrado, para número de recrutas, mortos e mudanças.

#### **3.4.2- Curvas de crescimento das espécies arbóreas**

Com o objetivo de observar o comportamento das curvas de crescimento de espécies mais abundantes na área, limitou-se esse número às 30 espécies com

mais de 15 indivíduos no primeiro levantamento, sendo estas classificadas segundo as estratégias ecológicas de estabelecimento, definidas por Swaine e Whitmore (1988), e utilizadas por Oliveira-Filho et al. (1994), em espécies pioneiras, clímax tolerantes à sombra e clímax exigentes de luz. Para cada árvore sobrevivente destas espécies, foi calculada a taxa anual de crescimento médio, segundo Condit et al. (1993a), através da fórmula:

$$g = \text{LN} (\text{DBT2} / \text{DBT1}) / t$$

Onde:

DBT1= Diâmetro na base do tronco no primeiro levantamento;

DBT2= Diâmetro na base do tronco no segundo levantamento;

t= Tempo transcorrido em anos entre os dois levantamentos.

Confirmando o procedimento de Condit et al. (1993a), a taxa de crescimento para determinada espécie é então definida e expressa como uma função quadrática do logaritmo de DBT1:

$$g = aL^2 + bL + c$$

Onde:

g = Taxa de crescimento médio;

a, b e c = Parâmetros de regressão polinomial;

L = LN (DBT1);

L<sup>2</sup> = LN (DBT1)<sup>2</sup>.

Uma vez concluída a regressão acima com os valores da taxa de crescimento médio, os valores absolutos dos resíduos por indivíduo são somados

aos respectivos valores da taxa de crescimento médio, para produzir uma taxa de crescimento acelerado, por indivíduo. Utilizando-se os valores das taxas de crescimento acelerado por indivíduo, outra regressão polinomial é feita, e obtemos assim, os parâmetros  $a$ ,  $b$  e  $c$  das regressões do crescimento médio e acelerado.

Em função do diâmetro, podem ser obtidas, por cálculo diferencial, curvas de diâmetro em função do tempo, através dos cálculos abaixo:

Sendo  $a$ ,  $b$  e  $c$ , os parâmetros de regressão quadrática em função dos valores de crescimento médio e acelerado, se  $b^2/4 a^2 < c/a$ , e  $a$  é diferente de zero, então:

$$k^2 = c/a - b^2/4 a^2$$

e

$$t = (1/ak) \arctan [ (L + b/2 a)/ k ] + m$$

Onde:

$m$  = Constante de integração que zera o crescimento em  $t=0$ ;

$L$  = Logaritmo do diâmetro.

Sendo  $b^2/4 a^2 > c/a$  e  $a > 0$ , então:

$$k^2 = b^2/4 a^2 - c/a$$

e

$$t = (1/2ak) \ln [ (L + b/2 a - k)/ (L + b/2 a + k) ] + m$$

E sendo  $b^2/4 a^2 > c/a$  e  $a < 0$ , então:

$$k^2 = b^2/4 a^2 - c/a$$

e

$$t = -(1/2ak) \ln [ (L + b/2 a + k)/ (-L - b/2 a + k) ] + m$$

Utilizando-se os dados de *Copaifera langsdorffii* como exemplo, são obtidas as curvas da Figura 5. Das regressões das taxas de crescimento sobre o diâmetro, têm-se (A) e, por cálculo diferencial destas curvas, obtêm-se (B).

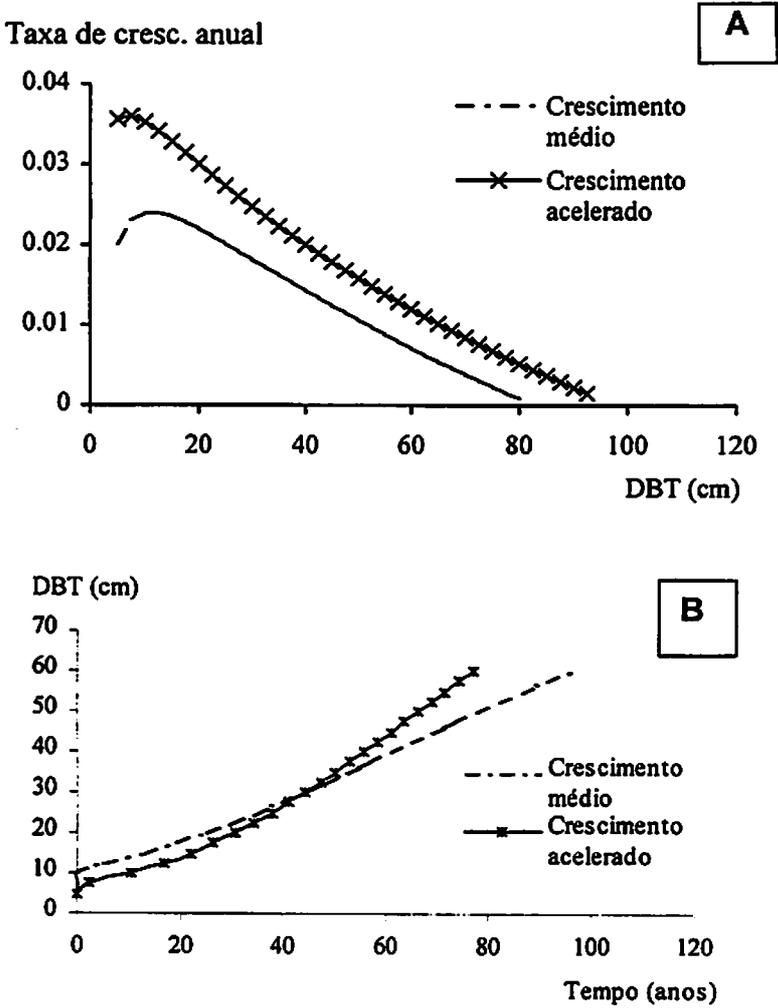


FIGURA 5: Curvas de crescimento médio e acelerado de *Copaifera langsdorffii*, expressa como (A) taxa de crescimento médio em função do diâmetro (DBT) e (B) diâmetro em função do tempo (B).

## 4- RESULTADOS

### 4.1- Dinâmica geral da comunidade arbórea (1990-1997)

A comunidade arbórea amostrada no fragmento de mata ciliar de Macaia (MG), no primeiro (1990) e segundo (1997) levantamentos, apresentou respectivamente, 1619 e 1488 árvores, indicando uma perda líquida de 131 árvores (8,09%). Essa perda é o resultado da morte de 372 indivíduos (22,98%) e o acréscimo de 241 indivíduos (14,89%). A área basal total encontrada nos dois estudos foi, respectivamente, 25,75m<sup>2</sup> e 30,11m<sup>2</sup>, representando um aumento de 16,92%. Árvores mortas neste período representaram a perda de 3,94m<sup>2</sup>, enquanto o recrutamento e o crescimento dos sobreviventes contribuíram com 0,68m<sup>2</sup> e 7,62m<sup>2</sup>, respectivamente.

As taxas médias anuais de recrutamento e mortalidade em número de indivíduos foram, respectivamente, 2,03% ano<sup>-1</sup> e 3,70% ano<sup>-1</sup>, resultando numa taxa média anual de rotatividade de 2,86% ano<sup>-1</sup> (TABELA 1). Entre as taxas médias anuais de acréscimo (4,12% ano<sup>-1</sup>) e mortalidade (2,37% ano<sup>-1</sup>) em área basal, o acréscimo superou a mortalidade. O tempo de duplicação da área basal da comunidade arbórea amostrada (17,17 anos), é quase a metade do valor previsto em termos de número de indivíduos (34,57 anos).

Num intervalo de 6,92 anos (1990-1997), a comunidade arbórea estudada apresentou rotatividade de 26,82 anos e grande instabilidade, tanto em número de indivíduos (15,50 anos) quanto em área basal (12,41 anos).

TABELA 1: Dados de dinâmica da comunidade arbórea com DBT  $\geq 5$  cm do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG) no período de 1990 a 1997.

Taxas Médias Anuais (ano <sup>-1</sup> ):	No. de Indivíduos	Área basal
Recrutamento/Acréscimo	2.03%	4.12%
Mortalidade	3.70%	2.37%
Rotatividade	2.86%	3.24%
Dinâmica da comunidade (anos):		
Meia-vida *	19.07	29.59
Tempo de duplicação*	34.57	17.17
Rotatividade*	26.82	23.38
Estabilidade*	15.50	12.41

\* Meia-vida é o tempo necessário para a comunidade arbórea reduzir seu número total de indivíduos ou área basal total à metade. Tempo de duplicação é o tempo necessário para a comunidade arbórea duplicar seu número total de indivíduos ou área basal total. Rotatividade é a média aritmética entre meia-vida e tempo de duplicação. Estabilidade é a diferença entre a meia-vida e o tempo de duplicação.

#### 4.1.1- Mudanças na comunidade por classe de diâmetro

As mudanças em número de indivíduos por classe de diâmetro (TABELA 2, FIGURA 6), foram significativas para todas as classes ( $\chi^2 = 38,81$ ;  $P < 0,001$ ).

TABELA 2: Dados de dinâmica por classe de diâmetro da comunidade arbórea com DBT  $\geq$  5cm do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG), no período de 1990 a 1997.

Classes de diâmetro (cm)	5-9	9-17	17-33	33-65	65-129
No. de árvores (1990)	929	429	201	59	1
No. de árvores (1997)	764	443	197	82	2
Mudança	-165	+14	-4	+23	+1
No. de mortes	235	97	36	4	0
Mortalidade (% ano <sup>-1</sup> )	4,13	3,64	2,81	1,01	0
No. de emigrantes	172	62	30	2	0
Emigração (% ano <sup>-1</sup> )	2,92	2,23	2,31	0,50	0
No. de recrutas	239	2	0	0	0
Recrutamento (% ano <sup>-1</sup> )	3,36	0,07	0	0	0
No. de imigrantes	242	173	62	29	1
Imigração (% ano <sup>-1</sup> )	3,41	5,02	3,96	5,95	10,54
Área basal (m <sup>2</sup> ) 1990	3,12	5,00	8,82	8,38	0,43
Área basal (m <sup>2</sup> ) 1997	2,78	5,26	8,66	12,43	0,97
Perda em área basal (m <sup>2</sup> )	0,73	1,18	1,48	0,55	0
Mudança em área basal (m <sup>2</sup> )	-0,34	+0,26	-0,16	+4,05	+0,54

Os valores de mortalidade foram significativamente mais baixos que os da comunidade, para as classes de 33-65cm ( $\chi^2= 8,75; P<0,05$ ) e 17-33cm de diâmetro ( $\chi^2= 2,91; P<0,01$ ) e foram significativamente mais altos, para a classe de 5-9cm ( $\chi^2= 2,82; P<0,05$ ).

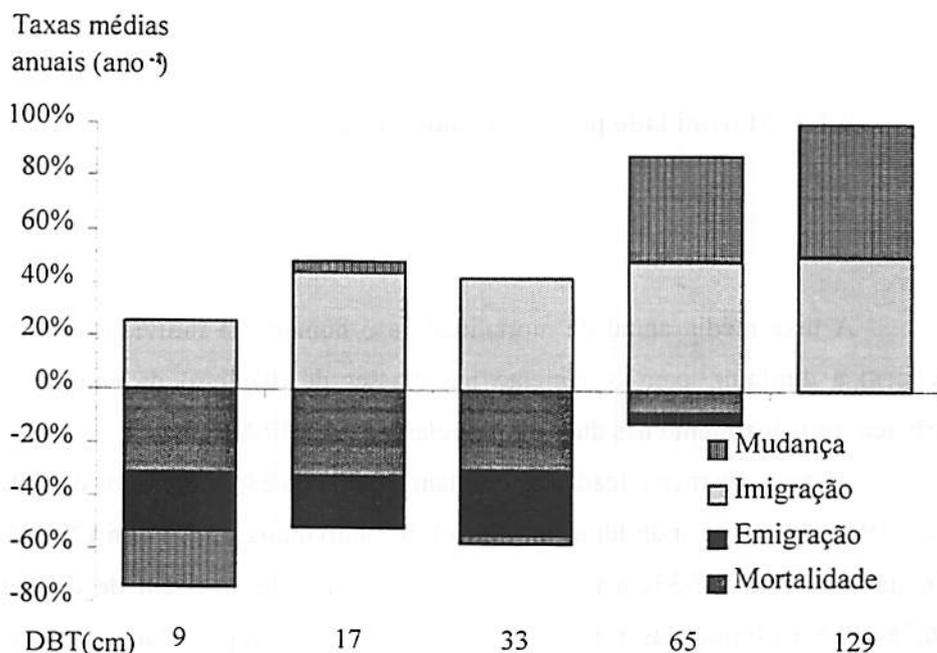


FIGURA 6: Taxas médias anuais (ano<sup>-1</sup>) de mortalidade, imigração, emigração e mudança em número de indivíduos da comunidade arbórea com DBT  $\geq$  5cm do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG) no período de 1990 a 1997. Mudança é a diferença entre os números de indivíduos de 1990 e 1997 por classe diamétrica.

Os valores de emigração foram inferiores aos da comunidade, para a classe de 33-65cm ( $\chi^2= 7,31; P<0,01$ ). Os valores de imigração foram

significativamente maiores que o esperado, somente na classe de 9-17cm ( $\chi^2=4,89$ ;  $P<0,05$ ). Embora os valores de mortalidade tenham sido mais significativamente diferentes da comunidade, na classe de 33-65cm de diâmetro, o decréscimo na densidade concentrou-se na primeira classe de diâmetro.

#### **4.1.2- Mortalidade por classe diamétrica**

A taxa média anual de mortalidade e o número de indivíduos mortos, tendem a diminuir, com o aumento nas classes de diâmetro da comunidade arbórea, principalmente nas duas últimas classes (FIGURA 7).

As taxas de mortalidade representam a perda de 235 indivíduos de 5-9cm (25,30% do total de indivíduos da classe), 97 indivíduos de 9-17cm (22,61%), 36 indivíduos de 17-33cm (17,91%) e 4 indivíduos de 33-65cm de diâmetro (6,78%). Na última classe não houve mortalidade. A mortalidade por classe diamétrica, representou um decréscimo de, respectivamente, 14,52%, 5,99%, 2,22% e 0,25%, em relação ao número total inicial de indivíduos da comunidade arbórea amostrada (1990).

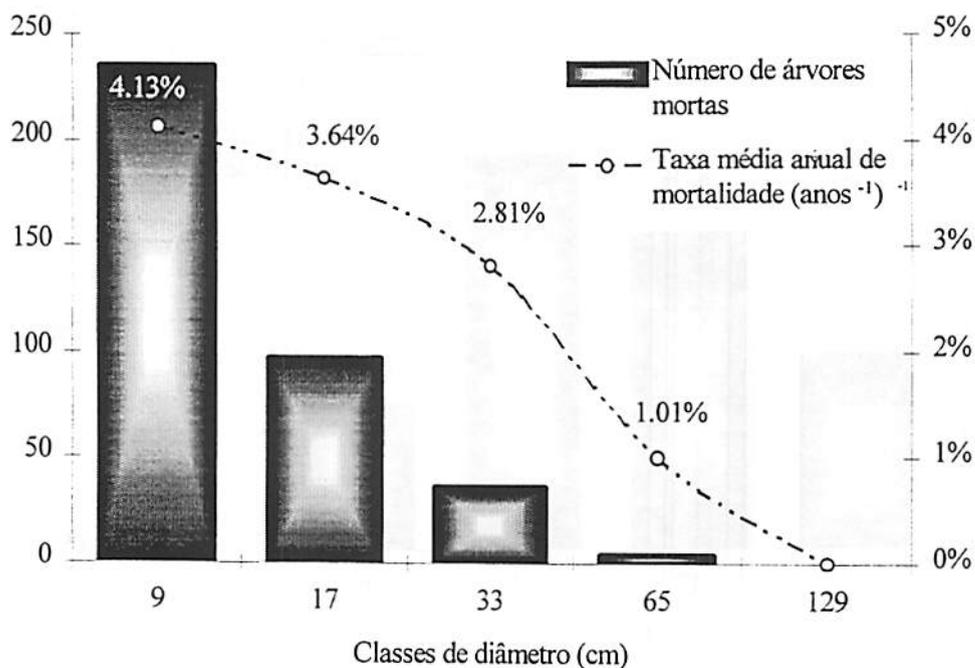


FIGURA 7: Mortalidade por classe de diâmetro das árvores com DBT  $\geq 5$ cm do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG) no período de 1990 a 1997, expressa em número de árvores mortas e taxa média anual de mortalidade (ano<sup>-1</sup>). Cada classe de diâmetro está indicada pelo seu limite superior.

Um comportamento semelhante é observado para a taxa média anual de mortalidade, em área basal da comunidade. Entretanto, os valores absolutos da perda em área basal aumentam na direção de indivíduos de até 33cm de diâmetro (FIGURA 8).

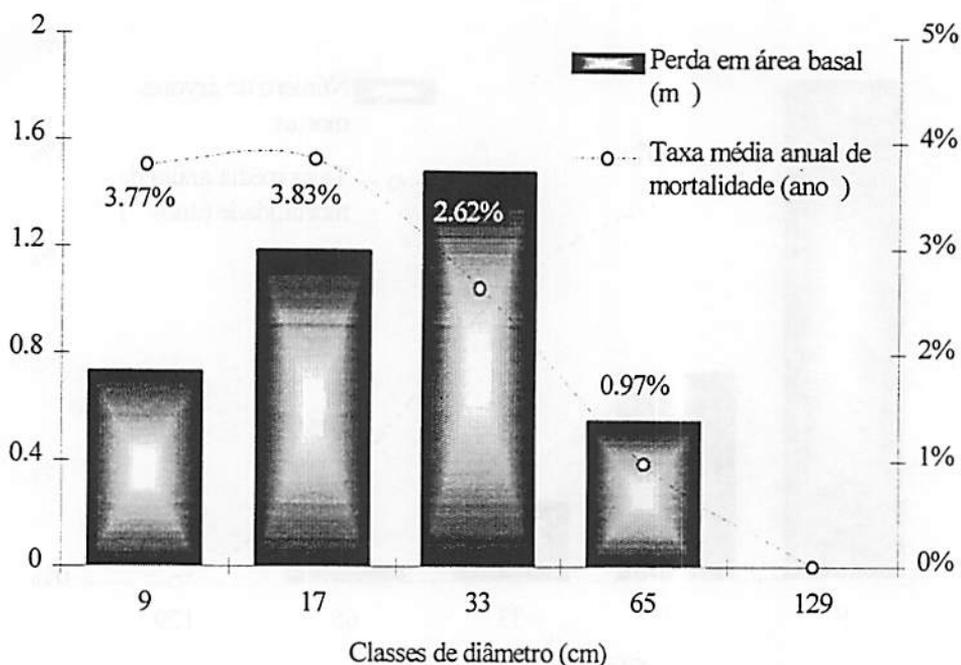


FIGURA 8: Mortalidade por classe de diâmetro das árvores com DBT  $\geq 5$ cm do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG) no período de 1990 a 1997, expressa em área basal ( $m^2$ ) e taxa média anual ( $ano^{-1}$ ). Cada classe de diâmetro é indicada pelo seu limite superior.

A perda líquida de área basal por classe diamétrica, em ordem crescente, foi, respectivamente,  $0,73m^2$ ,  $1,18m^2$ ,  $1,48m^2$  e  $0,55m^2$ . Esses valores representam um decréscimo de 23,36% da área basal inicial, para indivíduos de 5-9cm; 23,66%, para indivíduos de 9-17cm; 16,79%, para indivíduos de 17-33cm; e 6,52%, para indivíduos de 33-65cm de diâmetro. A maior perda de área basal, em valor absoluto, foi entre indivíduos de 17-33cm de diâmetro. As duas últimas classes de diâmetro somam 66,79% da área basal da comunidade e a mortalidade, nestas classes, representou a perda de 7,87% em área basal da

comunidade. A maior taxa média anual de mortalidade foi entre indivíduos de 5-17cm de diâmetro, mas a mortalidade nas duas primeiras classes de diâmetro, representou a perda de apenas 2,83% da área basal da comunidade.

#### **4.1.3- Crescimento e incremento por classe diamétrica**

Os valores da taxa média anual de crescimento tendem a diminuir, com o aumento de tamanho dos indivíduos, enquanto os valores de área basal acrescida pelo crescimento dos indivíduos sobreviventes e os valores de incremento médio anual, tendem a aumentar até indivíduos de 33cm e 65cm de diâmetro, respectivamente (FIGURAS 9 e 10).

O maior acréscimo em área basal foi entre indivíduos de 17-33cm de diâmetro ( $2,55\text{m}^2$ ), seguem-se as classes de 33-65cm ( $2,09\text{m}^2$ ), de 9-17cm ( $1,72\text{m}^2$ ), de 5-9cm ( $1,20\text{m}^2$ ) e 65-129cm ( $0,05\text{m}^2$ ). Na última classe, o crescimento em área basal e taxa média anual são relativos a um único indivíduo (*Cabralea canjerana*).

O incremento médio anual (cm/ano) tende a aumentar até indivíduos de 65cm de diâmetro, com valores de 0,20 cm/ano, para a classe de 5-7cm; 0,34 cm/ano, para a classe de 9-17cm; 0,52cm/ano, para a classe de 17-33cm; 0,75cm/ano, para a classe de 33-65cm; e 0,55cm/ano, para a classe de 65-129cm de diâmetro.

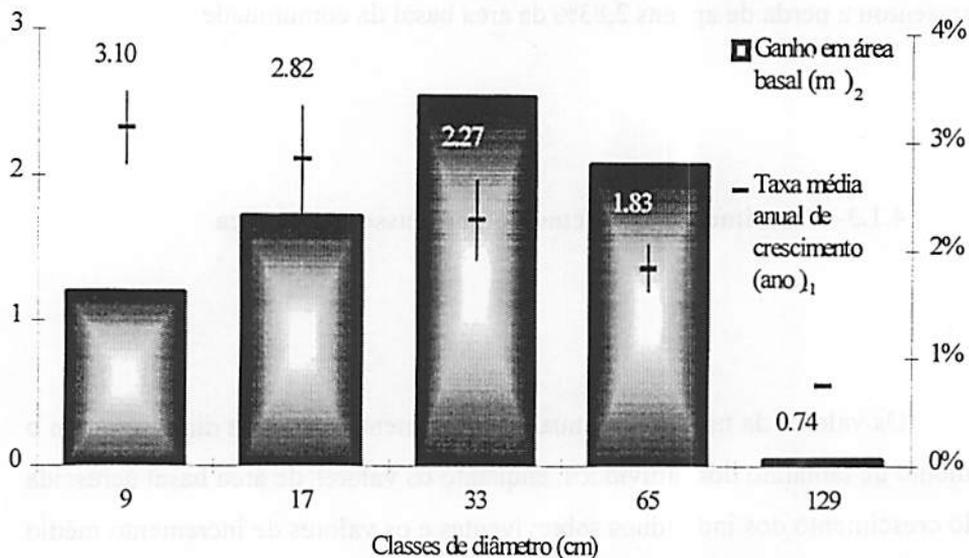


FIGURA 9: Ganho em área basal ( $m^2$ ) e taxa média anual de crescimento ( $ano^{-1}$ ) por classe de diâmetro, das árvores com DBT  $\geq 5$ cm do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG) no período de 1990 a 1997. As linhas verticais referem-se aos intervalos determinados pelos valores médios  $\pm$  desvios-padrão e as linhas horizontais referem-se aos valores médios. Cada classe de diâmetro é indicada pelo seu limite superior.

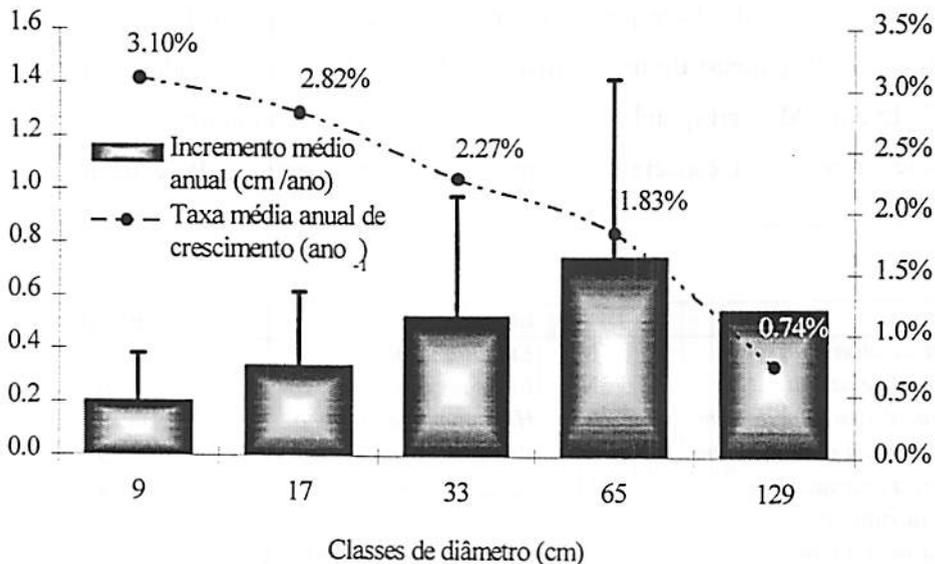


FIGURA 10: Incremento médio anual (cm/ano) e taxa média anual de crescimento (ano<sup>-1</sup>) por classe de diâmetro, das árvores com DBT  $\geq$  5cm do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG) no período de 1990 a 1997. As linhas verticais referem-se aos intervalos determinados pelas médias + desvios-padrão. As médias são dadas no topo das colunas. Cada classe de diâmetro é indicada pelo seu limite superior.

#### 4.2-Dinâmica das espécies arbóreas (1990-1997)

Foram encontradas 163 espécies arbóreas com DBT  $\geq$  5cm de diâmetro no fragmento de mata ciliar de Macaia (MG), no primeiro levantamento (1990) e

TABELA 3: Lista das 62 espécies arbóreas amostradas com DBT  $\geq$  5cm e N=1 ou N=2, no fragmento de mata ciliar de Macaia (MG) no período de 1990 a 1997. Evento M corresponde a espécie com todos os indivíduos mortos, N, a espécie nova, S, a espécie com indivíduos sobreviventes e R, espécie com indivíduos recrutadas.

Espécie	Evento	Espécie	Evento
<i>Actinostemon klotzschii</i>	M	<i>Eugenia uniflora</i>	S
<i>Cecropia glaziovii</i>	M	<i>Ficus mexiae</i>	S
<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	M	<i>Hieronyma ferruginea</i>	S
<i>Machaerium condensatum</i>	M	<i>Ilex conocarpa</i>	S
<i>Miconia chartacea</i>	M	<i>Jacaranda macrantha</i>	S
<i>Myrcia rufipes</i>	M	<i>Lafoensia densiflora</i>	S
<i>Nectandra nitidula</i>	M	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	S
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	M	<i>Miconia sellowiana</i>	S
<i>Cybistax antisiphilitica</i>	M	<i>Mouriri glazioviana</i>	S
<i>Psychotria barbiflora</i>	M	<i>Ocotea odorifera</i>	S
<i>Siparuna apiosyce</i>	M	<i>Pseudopiptadenia leptostachya</i>	S
<i>Styrax camporum</i>	M	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	S
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	M	<i>Coccoloba warmingii</i>	S
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	M	<i>Coutarea hexandra</i>	S
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	M	<i>Dalbergia frutescens</i>	S
<i>Ormosia arborea</i>	M	<i>Daphnopsis brasiliensis</i>	S
<i>Piper caracolanum</i>	M	<i>Erythrina falcata</i>	S
<i>Heisteria silvianii</i>	N	<i>Psidium guajava</i>	S
<i>Miconia argyrophylla</i>	N	<i>Psychotria hastisepala</i>	S
<i>Myrceugenia miersiana</i>	N	<i>Qualea multiflora</i>	S
<i>Agonandra engleri</i>	R/S	<i>Garcinia gardneriana</i>	S
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	R/S	<i>Schefflera calva</i>	S
<i>Myrcia venulosa</i>	R/S	<i>Sebastiania commersoniana</i>	S
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	R/S	<i>Symplocos pubescens</i>	S
<i>Calyptranthes brasiliensis</i>	S	<i>Ternstroemia alnifolia</i>	S
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	S	<i>Trichipteris corcovadensis</i>	S
<i>Casearia gossypiosperma</i>	S	<i>Xylopia brasiliensis</i>	S
<i>Casearia obliqua</i>	S	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	S
<i>Cassia ferruginea</i>	S	<i>Aspidosperma parvifolium</i>	S
<i>Erythroxylum campestre</i>	S	<i>Ocotea pulchella</i>	S
<i>Eugenia pluriflora</i>	S	<i>Ouratea semiserrata</i>	S

149 espécies, no segundo levantamento (1997), incluindo 3 novas espécies: *Heisteria silvianii*, *Miconia argyrophylla* e *Myrceugenia miersiana*, todas com um indivíduo cada. Do total de espécies, 62 apresentaram um ou dois indivíduos distintos (N=1 ou N=2), somando-se o número de indivíduos dos dois levantamentos (TABELA 3), representando 37,35% do total de espécies arbóreas amostradas na área. Entre estas, 17 espécies não apresentaram sobreviventes e não recrutaram, representando uma perda de 10,24% do total de espécies e 27,42% das 62 espécies. Das 42 espécies sobreviventes, apenas 4 espécies recrutaram (9,52%).

Os parâmetros de dinâmica para as 104 espécies que apresentaram  $N \geq 3$  encontram-se nas TABELAS 4 e 5. Em número de indivíduos mortos, *Dendropanax cuneatum*, *Tapirira obtusa* e *Protium spruceanum* apresentaram os maiores valores (35, 18 e 18, respectivamente), apesar de não terem os maiores valores de taxa de mortalidade (TABELA 4). Neste sentido, *Casearia sylvestris* e *Endlicheria paniculata* apresentaram os maiores valores (20,75% ano<sup>-1</sup> e 18,15% ano<sup>-1</sup>, respectivamente). Algumas espécies, além de altas taxas de mortalidade, como *Guettarda uruguensis*, *Siparuna guianensis* (13,60 ano<sup>-1</sup> e 13,22% ano<sup>-1</sup>, respectivamente), *Strychnos brasiliensis*, *Persea pyrifolia*, *Nectandra lanceolata*, *Lithraea molleoides*, *Euplassa rufa* e *Casearia laseophylla* (todas com 14,68% ano<sup>-1</sup>), não apresentaram recrutas no período, resultando em altos valores de taxas de mudança negativos, entre as 104 espécies. No entanto, algumas espécies, como *Cryptocarya arschersoniana*, *Alchornea glandulosa*, *Croton floribundus*, *Eugenia florida*, *Psychotria carthagenensis*, *Lonchocarpus cultratus* e *Calyptranthes clusiaefolia* apresentaram mortalidade zero e, por vezes, os mais altos valores nas taxas de mudança positivos, em função do recrutamento, como as espécies *Lonchocarpus cultratus* e *Calyptranthes clusiaefolia* (ambas com 22,18% recrutas ano<sup>-1</sup>).

TABELA 4: Dinâmica das 104 espécies arbóreas com DBT  $\geq$  5cm do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG), expressa em número de indivíduos, no período de 1990 a 1997. Para cada espécie, tem-se o número de indivíduos e taxas médias anuais (ano<sup>-1</sup>) de mortos (Mo), recrutas (Re), rotatividade (Ro) e mudança (Mu).

Espécies	Número de indivíduos					Taxas (% indivíduos ano <sup>-1</sup> )			
	1990	1997	Mo	Re	Mu	Mo	Re	Ro	Mu
<i>Copaifera langsdorffii</i>	76	74	3	1	-2	-0.58	0.19	0.38	-0.38
<i>Actinostemon concolor</i>	75	75	10	10	0	-2.05	1.83	1.94	0.00
<i>Calycorectes acutatus</i>	69	62	10	3	-7	-2.24	0.62	1.43	-1.53
<i>Cupania vernalis</i>	66	65	12	11	-1	-2.86	2.25	2.56	-0.22
<i>Calophyllum brasiliense</i>	59	75	6	22	16	-1.54	4.69	3.11	3.53
<i>Dendropanax cuneatum</i>	58	25	35	2	-33	-12.51	0.49	6.50	-11.45
<i>Protium spruceanum</i>	51	45	18	12	-6	-6.10	3.10	4.60	-1.79
<i>Machaerium stipitatum</i>	45	38	8	1	-7	-2.79	0.32	1.55	-2.41
<i>Trichilia pallens</i>	44	40	12	8	-4	-4.50	2.44	3.47	-1.37
<i>Ocotea laxa</i>	43	46	7	10	3	-2.53	3.07	2.80	0.98
<i>Tapirira obtusa</i>	37	19	18	0	-18	-9.18	0.00	4.59	-9.18
<i>Trichilia pallida</i>	33	38	9	14	5	-4.50	5.24	4.87	2.06
<i>Machaerium nictitans</i>	32	31	2	1	-1	-0.93	0.45	0.69	-0.46
<i>Gomidesia affinis</i>	31	26	7	2	-5	-3.63	0.91	2.27	-2.51
<i>Metrodorea stipularis</i>	29	31	3	5	2	-1.57	2.33	1.95	0.97
<i>Geonoma schottiana</i>	28	23	7	2	-5	-4.07	1.00	2.54	-2.80
<i>Ixora warmingii</i>	27	34	3	10	7	-1.69	4.66	3.17	3.39
<i>Bauhinia longifolia</i>	26	25	4	3	-1	-2.39	1.59	1.99	-0.57
<i>Matayba juglandifolia</i>	24	21	5	2	-3	-3.32	1.16	2.24	-1.91
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	23	28	3	8	5	-2.00	4.41	3.20	2.88
<i>Calyptranthes lucida</i>	23	24	4	5	1	-2.72	2.88	2.80	0.62
<i>Machaerium villosum</i>	22	19	4	1	-3	-2.86	0.64	1.75	-2.10
<i>Galipea multiflora</i>	21	17	9	6	-3	-7.77	3.70	5.73	-3.01
<i>Connarus regnellii</i>	21	21	1	1	0	-0.70	0.67	0.69	0.00
<i>Guarea guidonea</i>	20	23	5	8	3	-4.07	4.98	4.53	2.04
<i>Mollinedia widgrenii</i>	19	20	2	3	1	-1.59	2.14	1.87	0.74
<i>Protium widgrenii</i>	18	14	5	1	-4	-4.59	0.78	2.69	-3.57
<i>Stylogyne ambigua</i>	17	16	5	4	-1	-4.91	3.10	4.00	-0.87
<i>Nectandra oppositifolia</i>	16	16	2	2	0	-1.91	1.72	1.81	0.00
<i>Myrsine umbellata</i>	16	12	4	0	-4	-4.07	0.00	2.04	-4.07
<i>Rollinia sylvatica</i>	15	12	6	3	-3	-7.12	2.67	4.89	-3.17
<i>Faramea cyanea</i>	15	16	1	2	1	-0.99	1.83	1.41	0.94
<i>Trichilia emarginata</i>	14	16	2	4	2	-2.20	3.70	2.95	1.95

...continua...

TABELA 4, Cont.

<i>Sloanea monosperma</i>	13	14	1	2	1	-1.15	2.09	1.62	1.08
<i>Andira fraxinifolia</i>	13	15	1	3	2	-1.15	3.05	2.10	2.09
<i>Prunus sellowii</i>	12	9	4	3	-3	-5.69	1.16	3.43	-4.07
<i>Tapirira guianensis</i>	12	8	5	1	-4	-7.49	1.16	4.33	-5.69
<i>Ocotea corymbosa</i>	11	9	3	1	-2	-4.50	1.27	2.88	-2.86
<i>Guettarda uruguensis</i>	11	4	7	0	-7	-13.60	0.00	6.80	-13.60
<i>Styrax pohlii</i>	11	8	3	0	-3	-4.50	0.00	2.25	-4.50
<i>Rollinia sericea</i>	10	12	3	5	2	-5.02	6.03	5.53	2.67
<i>Myrcia tomentosa</i>	10	9	2	1	-1	-3.17	1.39	2.28	-1.51
<i>Myrcia velutina</i>	10	6	4	0	-4	-7.12	0.00	3.56	-7.12
<i>Vismia brasiliensis</i>	10	9	1	0	-1	-1.51	0.00	0.76	-1.51
<i>Aniba firmula</i>	9	7	4	2	-2	-8.14	2.94	5.54	-3.57
<i>Cleilochinium cognatum</i>	9	10	1	2	1	-1.69	2.94	2.31	1.53
<i>Anaioua guianensis</i>	9	9	2	2	0	-3.57	2.94	3.25	0.00
<i>Myroxylum peruiferum</i>	9	8	1	0	-1	-1.69	0.00	0.84	-1.69
<i>Albizia polycephalla</i>	9	7	2	0	-2	-3.57	0.00	1.78	-3.57
<i>Guazuma ulmifolia</i>	9	8	1	0	-1	-1.69	0.00	0.84	-1.69
<i>Guatteria nigrans</i>	8	8	2	2	0	-4.07	3.28	3.67	0.00
<i>Casearia decandra</i>	8	8	2	2	0	-4.07	3.28	3.67	0.00
<i>Psychotria sessilis</i>	8	6	3	1	-2	-6.57	1.72	4.14	-4.07
<i>Roupala brasiliensis</i>	8	6	2	0	-2	-4.07	0.00	2.04	-4.07
<i>Siparuna guianensis</i>	8	3	5	0	-5	-13.22	0.00	6.61	-13.22
<i>Guarea kunthiana</i>	7	15	1	9	8	-2.20	12.69	7.45	11.64
<i>Xylosma ciliatifolium</i>	7	7	1	1	0	-2.20	1.95	2.08	0.00
<i>Maclura tinctoria</i>	7	6	1	0	-1	-2.20	0.00	1.10	-2.20
<i>Inga vera</i>	6	6	2	2	0	-5.69	4.24	4.97	0.00
<i>Platygyamus regnellii</i>	6	6	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Luehea divaricata</i>	6	5	1	0	-1	-2.60	0.00	1.30	-2.60
<i>Machaerium hirtum</i>	6	5	1	0	-1	-2.60	0.00	1.30	-2.60
<i>Vochysia tucanorum</i>	6	4	2	0	-2	-5.69	0.00	2.85	-5.69
<i>Cedrela fissilis</i>	6	4	2	0	-2	-5.69	0.00	2.85	-5.69
<i>Cariniana estrellensis</i>	6	5	1	0	-1	-2.60	0.00	1.30	-2.60
<i>Cabrlea canjerana</i>	6	6	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Miconia tristis</i>	6	6	3	3	0	-9.53	6.03	7.78	0.00
<i>Allophylus semidentatus</i>	5	8	1	4	3	-3.17	8.87	6.02	7.03
<i>Cryptocarya arschersoniana</i>	5	7	0	2	2	0.00	4.98	2.49	4.98
<i>Casearia sylvestris</i>	5	3	4	2	-2	-20.75	4.98	12.87	-7.12
<i>Duguetia lanceolata</i>	5	5	1	1	0	-3.17	2.67	2.92	0.00
<i>Platypodium elegans</i>	5	4	1	0	-1	-3.17	0.00	1.59	-3.17
<i>Psidium guineense</i>	5	3	2	0	-2	-7.12	0.00	3.56	-7.12

...continua...

TABELA 4, Cont.

<i>Salacia elliptica</i>	5	5	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Siphonugena widgreniana</i>	5	4	1	0	-1	-3,17	0,00	1,59	-3,17		
<i>Syegrus romanzoffiana</i>	5	3	2	0	-2	-7,12	0,00	3,56	-7,12		
<i>Lamanonia terrata</i>	5	4	1	0	-1	-3,17	0,00	1,59	-3,17		
<i>Dalbergia villosa</i>	5	4	1	0	-1	-3,17	0,00	1,59	-3,17		
<i>Albertria macrophylla</i>	5	4	1	0	-1	-3,17	0,00	1,59	-3,17		
<i>Acacia glomerosa</i>	5	5	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00		
<i>Endlicheria paniculata</i>	4	2	3	1	-2	-18,15	3,28	10,72	-9,53		
<i>Byrsonima laxiflora</i>	4	3	2	1	-1	-9,53	3,28	6,40	-4,07		
<i>Tabebuia serratifolia</i>	4	4	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00		
<i>Sicygium jambos</i>	4	3	1	0	-1	-4,07	0,00	2,04	-4,07		
<i>Psidium cattleianum</i>	4	3	1	0	-1	-4,07	0,00	2,04	-4,07		
<i>Myrcia laruolleana</i>	4	2	2	0	-2	-9,53	0,00	4,77	-9,53		
<i>Citronella megaphylla</i>	4	4	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00		
<i>Alchornea glandulosa</i>	3	6	0	3	3	0,00	10,54	5,27	10,54		
<i>Strychnos brasiliensis</i>	3	1	2	0	-2	-14,68	0,00	7,34	-14,68		
<i>Protium heptaphyllum</i>	3	3	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00		
<i>Pearsea pyrifolia</i>	3	1	2	0	-2	-14,68	0,00	7,34	-14,68		
<i>Nectandra lanceolata</i>	3	1	2	0	-2	-14,68	0,00	7,34	-14,68		
<i>Myrcia multiflora</i>	3	3	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00		
<i>Litiraea molleoides</i>	3	1	2	0	-2	-14,68	0,00	7,34	-14,68		
<i>Inga ingoides</i>	3	2	1	0	-1	-5,69	0,00	2,85	-5,69		
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	3	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00		
<i>Euplassa rufa</i>	3	1	2	0	-2	-14,68	0,00	7,34	-14,68		
<i>Croton floribundus</i>	3	4	0	1	1	0,00	4,24	2,12	4,24		
<i>Casaria lasiophylla</i>	3	1	2	0	-2	-14,68	0,00	7,34	-14,68		
<i>Eugenia florida</i>	2	6	0	4	4	0,00	17,21	8,60	17,21		
<i>Psychotria carthagenensis</i>	2	3	0	1	1	0,00	6,03	3,02	6,03		
<i>Maytenus glazioviana</i>	2	2	1	1	0	-9,53	6,03	7,78	0,00		
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	1	4	0	3	3	0,00	22,18	11,09	22,18		
<i>Calyptranthes clusiaeifolia</i>	1	4	0	3	3	0,00	22,18	11,09	22,18		

Nenhuma mudança foi observada em função do equilíbrio entre recrutamento e mortalidade, em 11 espécies, dentre as quais, *Actinostemon concolor*, *Conarus regnellii* e *Nectandra oppositifolia* e da ausência de recrutamento e mortalidade, em nove espécies.

Em área basal (TABELA 5), a maior perda foi a da espécie *Tapirira obtusa* (4144,55cm<sup>2</sup>), seguida por *Protium spruceanum* (3374,32cm<sup>2</sup>) e *Dendropanax cuneatum* (3078,37cm<sup>2</sup>). *Calophyllum brasiliense* e *Trichilia pallida* tiveram os maiores acréscimos em área basal, em ocorrência do recrutamento (565,82cm<sup>2</sup> e 381,51cm<sup>2</sup>, respectivamente), enquanto 44 espécies não recrutaram, como *Tapirira obtusa*, *Myrsine umbellata*, *Guettarda uruguensis*, *Syrax pohlii*, *Myrcia velutina*, *Vismia brasiliensis* e *Myroxylon peruiferum*, entre outras. Entre os menores ganhos em área basal por recrutamento, estão *Myrcia tomentosa* e *Copaifera langsdorffii* (ambas com 20,37cm<sup>2</sup>). *Copaifera langsdorffii*, no entanto, foi a espécie que apresentou o maior acréscimo em área basal dos sobreviventes (9720,53cm<sup>2</sup>), seguida por *Machaerium nictitans* (3836,03cm<sup>2</sup>) e, juntamente com *Connarus regnellii* e *Maclura tinctoria*, está entre as espécies com mais baixos valores na taxa de mortalidade em área basal. Algumas espécies, como *Platycyamus regnelli*, *Cabralea canjerana*, *Salacia elliptica*, *Tabebuia serratifolia*, *Citronella megaphylla*, *Protium heptaphyllum*, *Myrcia multiflora*, *Acacia glomerosa* e *Hymenaea courbaril*, não apresentaram indivíduos recrutados ou mortos, mas todas obtiveram acréscimo em área basal, como consequência do crescimento. *Strychnos brasiliensis* e *Euplassa rufa* não apresentaram alteração nos valores de área basal dos sobreviventes entre os dois levantamentos, enquanto outras, como *Galipea multiflora*, *Prunus selowii* e *Psidium guineense*, tiveram a área basal dos sobreviventes duplicada ou quase triplicada, como no caso de *Alchornea glandulosa*. *Guazuma ulmifolia* e *Vochysia tucanorum* apresentaram valores negativos para crescimento dos sobreviventes, em função da morte de parte das ramificações na base do tronco de árvores das espécies. *Alchornea glandulosa*, em função do crescimento dos sobreviventes, e *Eugenia florida*, principalmente, em função do recrutamento, apresentaram as mais altas taxas de acréscimo em área basal, respectivamente, 18,36% ano<sup>-1</sup> e 17,75% ano<sup>-1</sup>.

TABELA 5: Dinâmica das 104 espécies arbóreas com DBT  $\geq$  5cm do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG), expressa em área basal, no período de 1990 a 1997. Para cada espécie, tem-se os valores de área basal total (cm<sup>2</sup>) nos dois levantamentos (1990 e 1997), de mortos (ABmo), recrutadas (ABre), sobreviventes (ABs1 e ABs2), crescimento (ABcre) e taxas médias anuais (ano<sup>-1</sup>) de mortalidade (Mo), acréscimo (A) e rotatividade (Ro).

Espécies	Área basal (cm <sup>2</sup> )							Taxas (% ano <sup>-1</sup> )		
	1990	1997	ABmo	ABre	ABs1	ABs2	ABcre	Mo	A	Ro
<i>Copaifera langsdorffii</i>	36683.94	45977.69	447.15	20.37	36236.80	45957.32	9720.53	-0.18	3.46	1.82
<i>Actinostemon concolor</i>	5388.67	6800.41	706.65	253.26	4682.02	6547.16	1865.14	-2.01	4.91	3.46
<i>Calycorectes acutatus</i>	3809.37	5030.39	430.99	89.54	3378.38	4940.85	1562.46	-1.72	5.34	3.53
<i>Cupania vernalis</i>	5474.77	6828.01	469.67	260.74	5005.10	6567.27	1562.17	-1.29	4.24	2.76
<i>Calophyllum brasiliense</i>	2415.89	3825.43	251.39	565.82	2164.51	3259.61	1095.11	-1.58	7.85	4.71
<i>Dendropanax cuneatum</i>	4348.67	1963.20	3078.37	44.74	1270.30	1918.45	648.16	-16.29	2.16	9.23
<i>Protium spruceanum</i>	6466.86	5129.88	3374.32	309.58	3092.54	4820.31	1727.77	-10.11	4.04	7.07
<i>Machaerium stipitatum</i>	5212.61	6065.75	1018.19	20.37	4194.42	6045.38	1850.96	-3.09	4.53	3.81
<i>Trichilia pallens</i>	2744.63	3226.93	702.19	233.16	2042.44	2993.76	951.33	-4.18	5.32	4.75
<i>Ocotea laxa</i>	1508.55	2208.31	201.25	284.49	1307.30	1923.83	616.53	-2.05	7.00	4.52
<i>Tapirira obtusa</i>	10232.95	7983.49	4144.55	0.00	6088.39	7983.49	1895.10	-7.23	2.49	4.86
<i>Trichilia pallida</i>	1174.61	1710.80	376.40	381.51	798.21	1329.28	531.08	-5.43	8.66	7.05
<i>Machaerium nictitans</i>	10275.12	13694.98	476.35	60.18	9798.77	13634.80	3836.03	-0.68	4.76	2.72
<i>Gomidesia affinis</i>	1719.91	2280.69	220.91	47.37	1499.00	2233.32	734.32	-1.97	5.56	3.77
<i>Metrodorea stipularis</i>	2557.54	4182.15	244.78	163.05	2312.76	4019.10	1706.34	-1.44	8.25	4.85

...continua...

TABELA 5, Cont.

<i>Geonoma schottiana</i>	1047.24	1177.91	247.01	57.61	800.23	1120.29	320.06	-3.81	4.55	4.18
<i>Ixora warmingii</i>	2985.11	4293.90	69.15	240.34	2915.96	4053.56	1137.60	-0.34	5.64	2.99
<i>Bauhinia longifolia</i>	1577.46	1932.78	207.78	120.42	1369.69	1812.36	442.67	-2.02	4.51	3.27
<i>Matayba juglandifolia</i>	2678.42	2946.46	342.58	48.90	2335.84	2897.55	561.72	-1.96	3.01	2.49
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	1478.15	2159.85	81.89	266.37	1396.27	1893.49	497.22	-0.82	6.20	3.51
<i>Calyptranthes lucida</i>	1367.46	1980.88	136.95	136.40	1230.51	1844.49	613.98	-1.51	6.53	4.02
<i>Machaerium villosum</i>	11360.48	13257.21	437.20	45.84	10923.28	13211.37	2288.09	-0.57	2.74	1.65
<i>Galipea multiflora</i>	729.33	1096.99	338.12	220.87	391.20	876.13	484.93	-8.61	10.02	9.31
<i>Connarus regnellii</i>	6550.26	8876.31	25.78	62.39	6524.48	8813.92	2289.44	-0.06	4.53	2.29
<i>Guarea guidonea</i>	787.98	1041.25	164.01	188.86	623.97	852.39	228.43	-3.32	6.33	4.83
<i>Mollinedia widgrenii</i>	1274.19	1821.59	126.13	75.48	1148.06	1746.11	598.04	-1.50	6.32	3.91
<i>Protium widgrenii</i>	1962.38	2019.95	606.94	31.83	1355.44	1988.12	632.68	-5.21	4.30	4.76
<i>Stylogyne ambigua</i>	1180.45	1745.05	174.51	134.09	1005.94	1610.97	605.03	-2.29	7.28	4.78
<i>Nectandra oppositifolia</i>	3645.92	4496.70	623.65	47.61	3022.27	4449.10	1426.82	-2.67	5.03	3.85
<i>Myrsine umbellata</i>	1686.09	1756.53	330.01	0.00	1356.08	1756.53	400.45	-3.10	3.13	3.11
<i>Rollinia sylvatica</i>	1043.98	1321.13	141.73	63.70	902.25	1257.42	355.17	-2.09	5.00	3.54
<i>Faramea cyanea</i>	1111.14	1531.35	38.52	44.66	1072.62	1486.69	414.06	-0.51	5.12	2.81
<i>Trichilia emarginata</i>	1363.64	2256.94	46.15	111.09	1317.48	2145.85	828.36	-0.50	7.87	4.18
<i>Sloanea monosperma</i>	1522.48	2367.17	81.49	63.42	1440.99	2303.75	862.76	-0.79	7.11	3.95
<i>Andira fraxinifolia</i>	1147.51	1631.40	42.10	65.11	1105.41	1566.28	460.87	-0.54	5.60	3.07
<i>Prunus sellowii</i>	708.56	1043.10	214.14	25.78	494.41	1017.32	522.90	-5.07	8.64	6.85
<i>Tapirira guianensis</i>	2736.51	1343.29	1775.69	25.78	960.82	1317.50	356.69	-14.04	1.91	7.97
<i>Ocotea corymbosa</i>	2588.18	3076.64	118.65	42.10	2469.53	3034.55	565.02	-0.68	3.09	1.88
<i>Guettarda uruguensis</i>	587.20	406.66	330.80	0.00	256.40	406.66	150.26	-11.29	3.35	7.32

...continua...

TABELA 5, Cont.

<i>Styrax pohlii</i>	2245.84	2305.52	415.31	0.00	1830.52	2305.52	475.00	-2.91	2.81	2.86
<i>Rollinia sericea</i>	2956.54	3414.93	531.02	184.68	2425.52	3230.25	804.73	-2.82	4.26	3.54
<i>Myrcia tomentosa</i>	1510.22	1417.18	261.33	20.37	1248.89	1396.80	147.91	-2.71	1.54	2.12
<i>Myrcia velutina</i>	1500.91	1366.60	295.87	0.00	1205.04	1366.60	161.56	-3.12	1.49	2.31
<i>Vismia brasiliensis</i>	1017.00	1226.35	194.01	0.00	822.99	1226.35	403.36	-3.01	4.95	3.98
<i>Aniba firmula</i>	2170.16	3183.68	188.12	55.47	1982.04	3128.21	1146.17	-1.30	6.57	3.94
<i>Cleilochinium cognatum</i>	1170.03	1640.87	45.84	74.56	1124.19	1566.30	442.11	-0.58	5.43	3.00
<i>Amaioua guianensis</i>	406.96	528.47	43.37	42.04	363.59	486.44	122.85	-1.62	5.04	3.33
<i>Myroxylon peruiferum</i>	1296.24	2262.65	23.00	0.00	1273.24	2262.65	989.41	-0.26	8.54	4.40
<i>Albizia polycephalla</i>	955.73	883.73	229.58	0.00	726.14	883.73	157.58	-3.89	2.23	3.06
<i>Guazuma ulmifolia</i>	4695.55	4015.16	493.78	0.00	4201.77	4015.16	-186.61	-1.59	-0.58	0.50
<i>Guatteria nigrans</i>	301.04	467.38	40.74	40.74	260.30	426.63	166.34	-2.08	7.86	4.97
<i>Casearia decandra</i>	467.60	474.70	165.84	57.61	301.76	417.09	115.33	-19.92	2.86	11.39
<i>Psycotria sessilis</i>	272.79	212.57	135.76	23.00	137.03	189.57	52.54	-9.47	3.60	6.53
<i>Roupala brasiliensis</i>	3723.99	3915.95	154.78	0.00	3569.21	3915.95	346.74	-0.61	1.29	0.95
<i>Siparuna guianensis</i>	272.23	133.29	158.20	0.00	114.03	133.29	19.26	-11.82	0.99	6.40
<i>Guarea kunthiana</i>	407.44	543.28	235.79	252.74	171.65	290.54	118.89	-11.74	9.82	10.78
<i>Xylosma ciliatifolium</i>	405.92	549.34	20.37	21.66	385.55	527.68	142.13	-0.74	5.02	2.88
<i>Maclura tinctoria</i>	3314.08	3980.70	38.52	0.00	3275.57	3980.70	705.14	-0.17	2.83	1.50
<i>Inga vera</i>	1155.62	498.47	834.45	72.73	321.17	425.74	104.56	-16.89	2.08	9.49
<i>Platycyamus regnellii</i>	654.84	904.97	0.00	0.00	654.84	904.97	250.13	0.00	4.79	2.39
<i>Luehea divaricata</i>	5009.40	6348.41	303.11	0.00	4706.29	6348.41	1642.12	-0.90	4.18	2.54
<i>Machaerium hirtum</i>	1886.22	1844.05	277.01	0.00	1609.22	1844.05	234.83	-2.27	1.71	1.99
<i>Vochysia tucanorum</i>	1134.38	223.16	889.44	0.00	244.94	223.16	-21.78	-19.87	-0.28	9.79

...continua...

TABELA 5, Cont.

<i>Cedrela fissilis</i>	3156.44	3399.95	543.20	0.00	2613.24	3399.95	786.70	-2.69	3.27	2.98
<i>Cariniana estrellensis</i>	2303.37	3880.46	42.10	0.00	2261.27	3880.46	1619.18	-0.27	8.00	4.13
<i>Cabralea canjerana</i>	7780.13	9304.62	0.00	0.00	7780.13	9304.62	1524.49	0.00	2.62	1.31
<i>Miconia tristis</i>	176.50	224.67	87.30	93.98	89.21	130.69	41.48	-9.39	8.58	8.98
<i>Allophyllus semidentatus</i>	320.86	561.16	39.23	149.63	281.62	411.53	129.91	-1.87	9.48	5.67
<i>Cryptocarya arschersonian</i>	1874.77	2493.44	0.00	52.20	1874.77	2441.24	566.47	0.00	4.21	2.10
<i>Casearia sylvestris</i>	311.23	134.03	244.30	47.37	66.92	86.66	19.74	-19.92	2.86	11.39
<i>Duguetia lanceolata</i>	358.10	564.38	28.73	53.79	329.37	510.59	181.22	-1.20	7.56	4.38
<i>Platypodium elegans</i>	1142.02	1065.22	206.98	0.00	935.04	1065.22	130.19	-2.85	1.57	2.21
<i>Psidium guineense</i>	611.71	934.60	140.45	0.00	471.26	934.60	463.34	-3.70	8.49	6.09
<i>Salacia elliptica</i>	599.22	755.93	0.00	0.00	599.22	755.93	156.71	0.00	3.41	1.71
<i>Siphoneugena widgreniana</i>	226.88	236.98	23.00	0.00	203.88	236.98	33.10	-1.53	1.99	1.76
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1779.11	1885.11	339.32	0.00	1439.80	1885.11	445.32	-3.01	3.28	3.15
<i>Lamanonia ternata</i>	3005.64	3058.00	574.95	0.00	2430.69	3058.00	627.31	-3.02	2.78	2.90
<i>Dalbergia villosa</i>	604.95	746.56	20.37	0.00	584.58	746.56	161.98	-0.49	3.49	1.99
<i>Alibertia macrophylla</i>	892.70	1386.10	31.83	0.00	860.87	1386.10	525.23	-0.52	6.92	3.72
<i>Acacia glomerosa</i>	2781.31	4602.96	0.00	0.00	2781.31	4602.96	1821.65	0.00	7.55	3.78
<i>Endlicheria paniculata</i>	2599.80	2758.63	78.46	35.09	2521.33	2723.54	202.21	-0.44	1.27	0.86
<i>Byrsonima laxiflora</i>	498.23	610.96	62.47	24.37	435.77	586.59	150.82	-1.92	4.45	3.18
<i>Tabebuia serratifolia</i>	2078.40	2443.05	0.00	0.00	2078.40	2443.05	364.64	0.00	2.36	1.18
<i>Syzygium jambos</i>	323.56	172.52	216.45	0.00	107.11	172.52	65.41	-14.76	2.70	8.73
<i>Psidium cattleianum</i>	110.61	95.19	25.78	0.00	84.83	95.19	10.36	-3.76	1.30	2.53
<i>Myrcia laruoiteana</i>	201.01	189.47	46.15	0.00	154.86	189.47	34.62	-3.70	2.32	3.01
<i>Citronella megaphylla</i>	286.96	349.50	0.00	0.00	286.96	349.50	62.55	0.00	2.89	1.45

...continua...

TABELA 5, Cont.

<i>Alchornea glandulosa</i>	191.94	616.09	0.00	95.77	191.94	520.32	328.38	0.00	18.36	9.18
<i>Strychnos brasiliensis</i>	63.74	20.37	43.37	0.00	20.37	20.37	0.00	-15.20	0.00	7.60
<i>Protium heptaphyllum</i>	81.89	121.38	0.00	0.00	81.89	121.38	39.49	0.00	5.85	2.93
<i>Persea pyrifolia</i>	1615.18	1328.15	695.27	0.00	919.92	1328.15	408.23	-7.81	3.31	5.56
<i>Nectandra lanceolata</i>	2493.24	3311.70	532.93	0.00	1960.31	3311.70	1351.38	-3.42	6.46	4.94
<i>Myrcia multiflora</i>	69.15	87.30	0.00	0.00	69.15	87.30	18.14	0.00	3.42	1.71
<i>Lithraea molleoides</i>	642.43	367.97	392.87	0.00	249.55	367.97	118.41	-12.77	2.47	7.62
<i>Inga ingoides</i>	900.98	929.54	28.73	0.00	872.25	929.54	57.30	-0.47	0.89	0.68
<i>Hymenaea courbaril</i>	4338.17	5417.71	0.00	0.00	4338.17	5417.71	1079.55	0.00	3.26	1.63
<i>Euplassa rufa</i>	138.23	97.48	40.74	0.00	97.48	97.48	0.00	-14.68	0.00	7.34
<i>Croton floribundus</i>	409.59	560.96	0.00	35.09	409.59	525.87	116.28	0.00	4.65	2.32
<i>Casearia lasiophylla</i>	143.96	84.05	81.57	0.00	62.39	84.05	21.66	-11.38	2.05	6.71
<i>Eugenia florida</i>	57.61	178.51	0.00	84.11	57.61	94.40	36.78	0.00	17.75	8.88
<i>Psychotria carthagenensis</i>	46.15	83.83	0.00	28.73	46.15	55.11	8.95	0.00	9.01	4.50
<i>Maytenus glazioviana</i>	277.88	460.16	45.84	30.26	232.05	429.90	197.85	-2.57	9.05	5.81
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	108.94	248.12	0.00	127.09	108.94	121.04	12.10	0.00	12.63	6.32
<i>Calypttranthes clusiaefolia</i>	140.37	288.57	0.00	73.39	140.37	215.18	74.80	0.00	10.98	5.49

TABELA 6: Dinâmica das 104 espécies arbóreas com DBT  $\geq$  5cm do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG), organizadas em três grupos por classe de abundância. Para cada grupo estão tabelados o número de espécies (Nsp) e, em números de árvores e taxas médias anuais ( $\text{ano}^{-1}$ ), respectivamente, a mortalidade (Nmo e Mo), recrutamento (Nre e Re), rotatividade (Ro) e mudança (Nmu e Mu) no período de 1990 a 1997. Testes de Qui-quadrado: significativos ao nível de 5%(\*) e 1%(\*\*) de probabilidade; NS-não significativos.

Número de árvores por espécie	Nsp	Taxas (indivíduos $\text{ano}^{-1}$ )										$\chi^2$	
		1990	1997	Nmo	Nre	Nmu	Mo	Re	Ro	Mu	Mo	Re	
30 a 80 (G1)	14	719	659	157	97	-60	-3.99%	1.83%	2.91%	-1.77%	0.093	1.355	
											0.90 > P > 0.75	0.25 > P > 0.10	
											NS	NS	
5 a 29 (G2)	66	751	706	164	121	-45	-4.03%	1.87%	2.95%	-1.64%	0.096	0.250	
											0.90 > P > 0.75	0.75 > P > 0.50	
											NS	NS	
1 a 4 (G3)	24	72	67	23	18	-5	-6.19%	3.96%	5.08%	-1.78%	3.857	5.349	
											P < 0,05	0,025 > P > 0.01	
											S (*)	S (**)	
Total	104	1542	1432	344	236	-110							

Estas 104 espécies, agrupadas de acordo com o número de indivíduos no primeiro levantamento, resultaram em: G1 (30-80 árvores) com 14 espécies; G2 (5-29 árvores), 66 espécies; e G3 (1-4 árvores), 24 espécies. Os testes de Qui-quadrado indicaram que o recrutamento e a mortalidade, foram significativamente diferentes da comunidade como um todo, apenas para as espécies menos abundantes (G3), que tiveram taxas mais elevadas, tanto para recrutamento, como para mortalidade, principalmente para esta última (TABELA 6).

#### **4.2.1- Crescimento médio e acelerado de 30 espécies arbóreas**

Das 30 espécies de maior abundância na área amostrada, 10 pertencem à categoria clímax exigentes de luz e 20, à categoria clímax tolerantes à sombra, com as idades máximas previstas com a curva de crescimento médio, variando entre 20 e 158 anos, com valores de taxa anual de crescimento médio variando entre 1,30% e 3,93% (TABELA 7). Esse tempo é reduzido para o intervalo de 11 a 120 anos, para o crescimento acelerado destas espécies. Entre as 17 maiores taxas de crescimento médio, 15 pertencem a espécies clímax tolerantes à sombra.

TABELA 7: Dados obtidos com o comportamento da taxa anual de crescimento médio (CM%) das 30 espécies arbóreas com DBT  $\geq$  5 cm de maior abundância no fragmento de mata ciliar de Macaia (MG) no período de 1990 a 1997. A estratégia ecológica de estabelecimento das espécies (EE) está definida como clímax tolerante à sombra (TS) ou exigente de luz (EL). Para cada valor máximo em diâmetro por espécie (Dm) tem-se a previsão do tempo médio (TM) e acelerado (TA) necessários para alcançá-lo e os parâmetros obtidos (a, b e c) com as curvas de crescimento médio (CCM) e acelerado (CCA).

Espécies	EE	CM %	TM anos	TA anos	Dm cm	Parâmetros de regressão					
						CCM			CCA		
						a	b	c	a	b	c
<i>Copaifera langsdorffii</i>	TS	2.06	136	88	62.5	-0.006	0.029	-0.011	-0.005	0.019	0.018
<i>Actinostemon concolor</i>	EL	2.23	77	51	25	-0.014	0.065	-0.050	-0.009	0.035	0.006
<i>Calycorectes aculeatus</i>	TS	2.68	70	50	30	0.002	-0.013	0.044	0.001	-0.014	0.063
<i>Cupania vernalis</i>	EL	1.86	93	63	32.5	-0.010	0.049	-0.039	-0.017	0.086	-0.073
<i>Calophyllum brasiliense</i>	TS	2.75	108	83	45	-0.005	0.018	0.015	-0.032	0.127	-0.079
<i>Dendropanax cuneatum</i>	EL	2.98	55	33	20	-0.052	0.225	-0.203	-0.067	0.286	-0.247
<i>Protium spruceanum</i>	TS	3.34	64	44	35	-0.002	0.005	0.033	0.008	-0.051	0.122
<i>Machaerium stipitatum</i>	EL	2.41	77	56	32.5	-0.006	0.035	-0.022	-0.008	0.047	-0.028
<i>Trichilia pallens</i>	TS	2.57	62	36	22.5	0.008	-0.042	0.075	-0.007	0.023	0.027
<i>Ocotea laxa</i>	TS	2.61	31	23	12.5	0.007	-0.025	0.053	0.012	-0.062	0.119
<i>Tapirira obtusa</i>	EL	2.61	94	66	45	-0.002	-0.008	0.063	-0.001	-0.023	0.118
<i>Trichilia pallida</i>	TS	3.41	23	15	10	-0.124	0.450	-0.366	-0.202	0.742	-0.619
<i>Machaerium nictitans</i>	EL	2.21	132	91	45	-0.018	0.103	-0.117	-0.030	0.165	-0.183
<i>Gomidesia affinis</i>	TS	2.90	47	35	20	-0.022	0.092	-0.060	-0.033	0.136	-0.092
<i>Metrodorea stipularis</i>	TS	3.93	44	35	25	-0.021	0.095	-0.067	-0.026	0.113	-0.070
<i>Geonoma schottiana</i>	TS	2.59	34	24	10	-0.085	0.293	-0.218	-0.097	0.325	-0.226
<i>Ixora warmingii</i>	TS	2.77	69	51	27.5	0.005	-0.043	0.098	0.002	-0.038	0.118
<i>Bauhinia longifolia</i>	EL	2.02	64	48	17.5	-0.008	0.030	-0.009	-0.013	0.048	-0.014
<i>Matayba juglandifolia</i>	TS	1.70	81	57	22.5	0.001	-0.001	0.012	-0.003	0.015	0.008
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	TS	2.51	78	60	25	0.008	-0.048	0.088	-0.001	-0.010	0.059
<i>Calyptranthes lucida</i>	TS	2.75	65	49	30	0.006	-0.030	0.613	-0.005	0.022	0.018
<i>Machaerium villosum</i>	EL	1.30	158	120	60	-0.007	0.042	-0.038	-0.006	0.037	-0.029
<i>Galipea multiflora</i>	TS	3.89	20	11	20	1.394	-5.049	4.583	1.309	-4.728	4.303
<i>Connarus regnellii</i>	TS	1.65	129	91	52.5	0.007	-0.035	0.060	0.009	-0.046	0.080
<i>Guarea guidonea</i>	TS	2.17	49	29	12.5	-0.060	0.234	-0.204	-0.070	0.281	-0.245
<i>Molinedia widgrenii</i>	TS	3.06	71	51	30	-0.009	0.034	0.001	-0.018	0.071	-0.024
<i>Protium widgrenii</i>	EL	2.50	70	49	30	0.043	-0.210	0.271	0.048	-0.241	0.332
<i>Stylogyne ambigua</i>	TS	2.03	88	80	37.5	0.035	-0.173	0.227	0.059	-0.306	0.412
<i>Nectandra oppositifolia</i>	TS	2.80	57	38	32.5	-0.056	0.301	-0.360	-0.087	0.463	-0.546
<i>Myrsine umbellata</i>	EL	1.39	123	90	22.5	0.010	-0.032	0.031	0.012	-0.025	0.014

O crescimento médio e acelerado tem comportamento intra e interespecífico variável (FIGURAS 11, 12, 13, 14 E 15). Algumas espécies, como *Nectandra oppositifolia*, *Calyptranthes lucida*, *Calycorectes acutatus*, *Protium spruceanum*, *Ixora warmingii*, *Mollinedia widgrenii*, *Metrodorea stipularis*, *Protium widgrenii*, *Copaifera langsdorffii*, *Calophyllum brasiliense*, *Tapirira obtusa* e *Machaerium stipitatum* alcançaram diâmetro mínimo de 25cm, conforme os dados de crescimento médio destas espécies, em intervalo de tempo inferior a 70 anos. Outras, como *Myrsine umbellata*, *Machaerium nictitans*, *Connarus regnellii*, *Machaerium villosum*, *Esenbeckia febrifuga*, *Cupania vernalis*, *Stylogyne ambigua* e *Actinostemon concolor*, necessitam de um intervalo de tempo maior, para atingir este diâmetro. As demais espécies não chegaram a atingir esse diâmetro, no intervalo de 6,92 anos. No entanto, nem sempre esses padrões de crescimento são mantidos, pois, quando se valoriza o crescimento máximo da espécie, como se observa nas curvas de crescimento acelerado, algumas espécies, como *Actinostemon concolor*, *Machaerium nictitans* e *Connarus regnellii*, podem atingir os 25cm de diâmetro, com idade em torno de 70 anos.

*Galipea multiflora*, *Metrodorea stipularis* (FIGURA 11), *Trichilia pallida* (FIGURA 12) e *Protium spruceanum* (FIGURA 13) são espécies clímax tolerantes à sombra, que apresentaram os maiores valores nas taxas de crescimento médio, respectivamente, 3,89%, 3,93%, 3,41% e 3,34% (TABELA 7). Com exceção de *Metrodorea stipularis*, estas espécies apresentaram altos valores de taxa média anual de mortalidade, superiores ao da comunidade como um todo e se encontram entre as espécies com tempo de vida inferior a 80 anos. Entre as 30 espécies de maior ocorrência na área, algumas apresentam tempo de vida superior a 80 anos (FIGURAS 14 e 15), dentre as quais, *Machaerium villosum* (158 anos), *Copaifera langsdorffii* (136 anos), *Machaerium nictitans* (132 anos), *Connarus regnelli* (129 anos) e *Myrsine umbelatta* (123 anos).

*Machaerium villosum*, *Myrsine umbellata* e *Connarus regnellii* são também as espécies com as menores taxas de crescimento médio deste grupo, respectivamente, 1,30%, 1,39% e 1,65%.

Algumas espécies que chegaram a mais de 100 anos de idade, como *Copaifera langsdorffii*, *Machaerium nictitans*, *Connarus regnellii* e *Callophyllum brasiliense*, atingiram diâmetros acima de 45cm, com baixa mortalidade, respectivamente, 0,58% ano<sup>-1</sup>, 0,93% ano<sup>-1</sup>, 0,70% ano<sup>-1</sup> e 1,54% ano<sup>-1</sup>. *Machaerium villosum*, no entanto, teve mortalidade acentuada (2,86% ano<sup>-1</sup>). Algumas trajetórias de crescimento, como em *Nectandra oppositifolia*, *Dendropanax cuneatum* e *Callophyllum brasiliense*, refletem uma diminuição nos valores da taxa de crescimento, com o aumento do tamanho dos indivíduos, enquanto o inverso ocorre com espécies como *Galipea multiflora*, *Protium widgrenii*, *Stylogyne ambigua*, *Myrsine umbellata*, *Machaerium stipitatum* e *Matayba juglandifolia*.

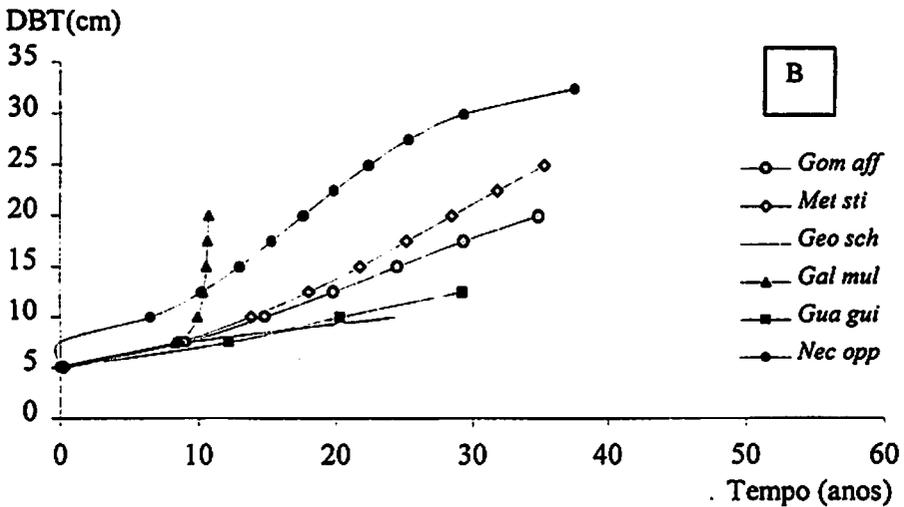
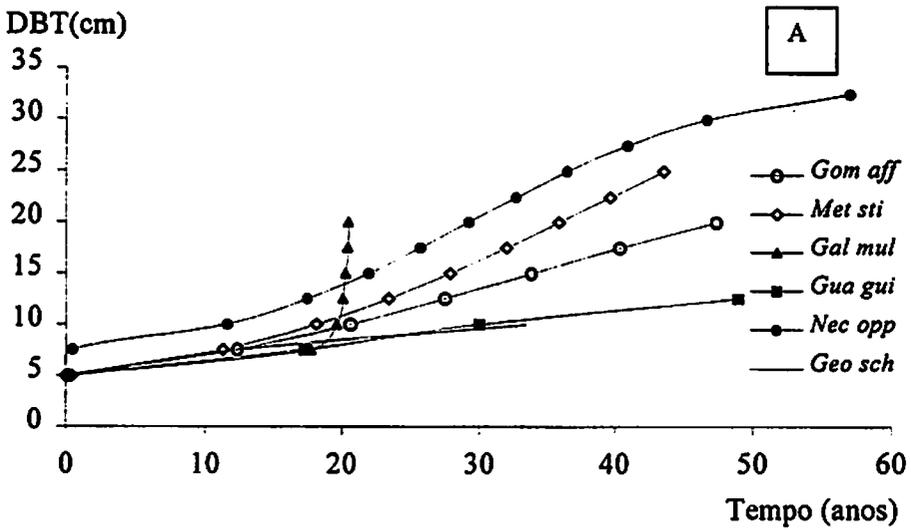


FIGURA 11: Curvas de crescimento médio (A) e acelerado (B) no período de 1990 a 1997, para as seguintes espécies arbóreas do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG): *Gomidesia affinis* (*Gom aff*), *Metrodorea stipularis* (*Met sti*), *Geonoma schottiana* (*Geo sch*), *Galipea multiflora* (*Gal mul*), *Guarea guidonea* (*Gua gui*) e *Nectandra oppositifolia* (*Nec opp*).

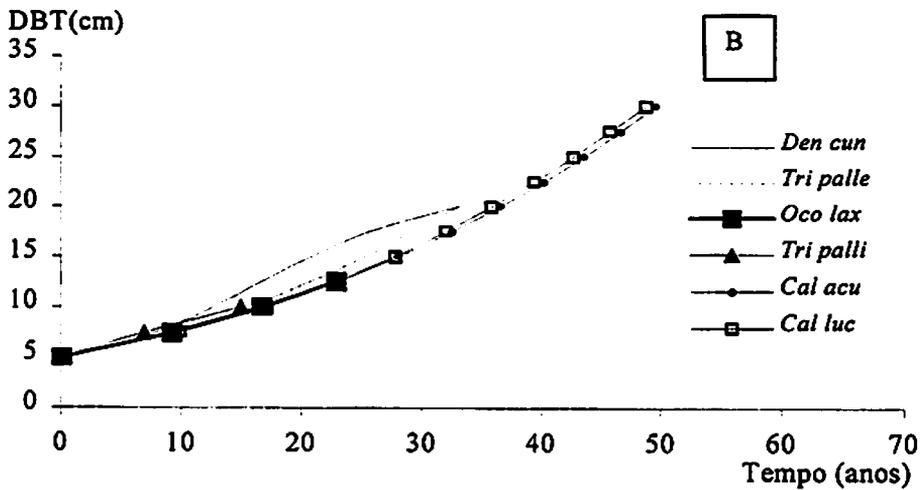
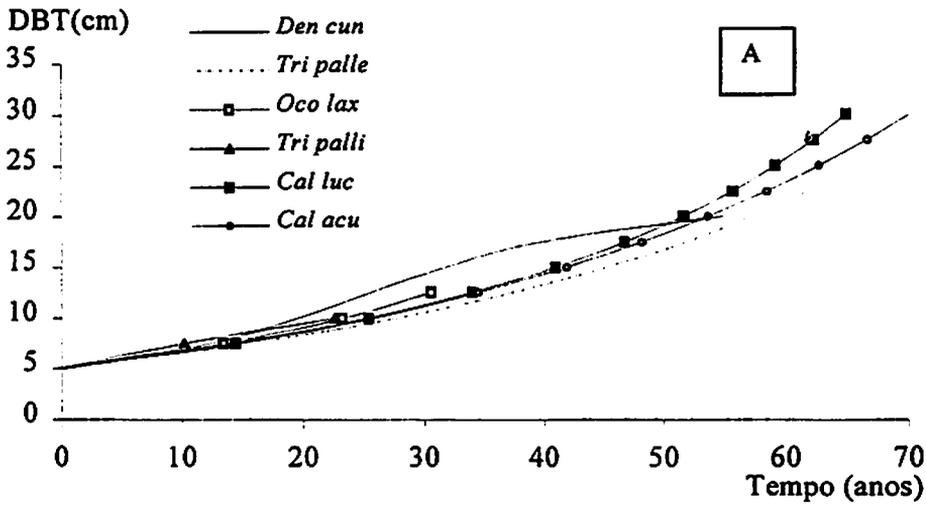


FIGURA 12: Curvas de crescimento médio (A) e acelerado (B) no período de 1990 a 1997, para as seguintes espécies arbóreas do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG): *Dendropanax cuneatum* (*Den cun*), *Trichilia pallens* (*Tri palle*), *Ocotea laxa* (*Oco lax*), *Trichilia pallida* (*Tri palli*), *Calycorectes acutatus* (*Cal acu*) e *Calyptantes lucida* (*Cal luc*).

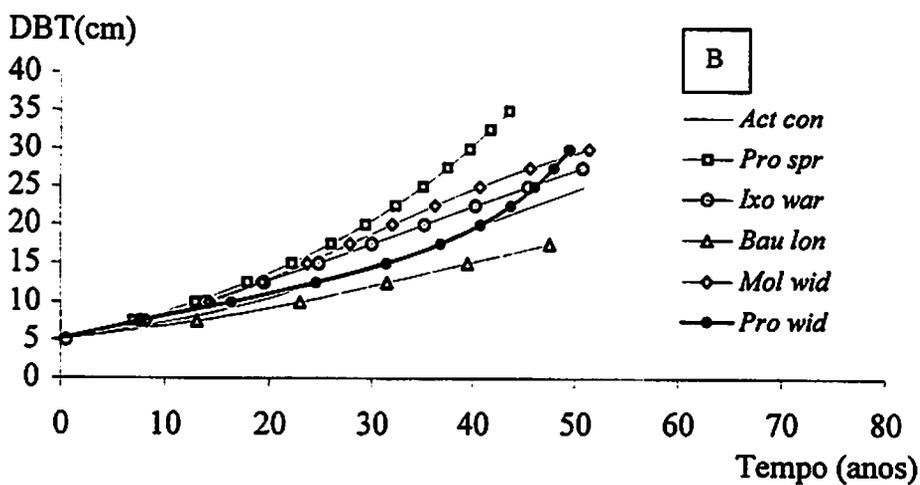
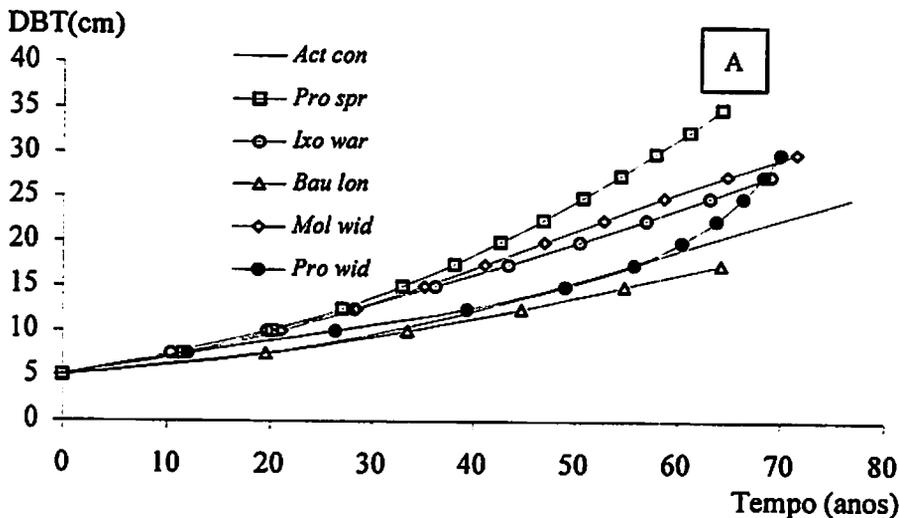


FIGURA 13: Curvas de crescimento médio (A) e acelerado (B) no período de 1990 a 1997, para as seguintes espécies arbóreas do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG): *Actinostemon concolor* (*Act con*), *Protium spruceanum* (*Pro spr*), *Ixora warmingii* (*Ixo war*), *Bauhinia longifolia* (*Bau lon*), *Mollinedia widgrenii* (*Mol wid*) e *Protium widgrenii* (*Pro wid*).

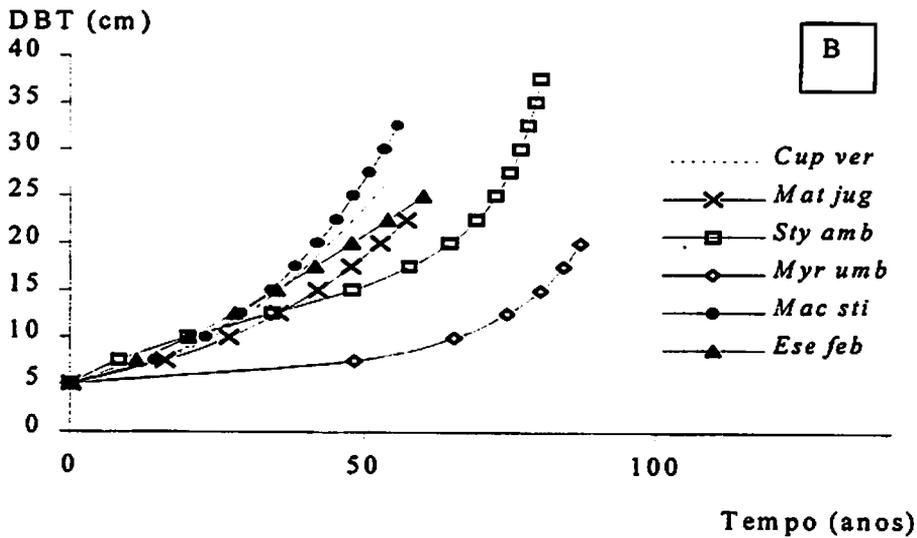
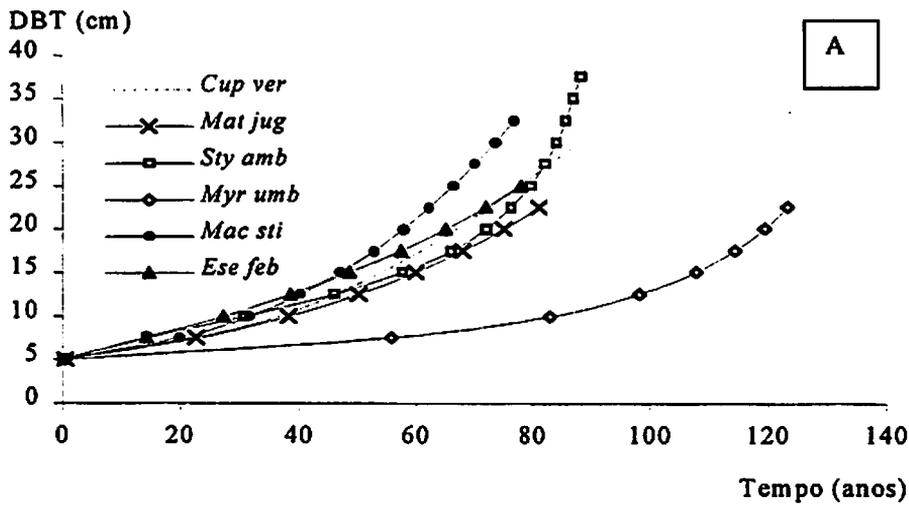


FIGURA 14: Curvas de crescimento médio (A) e acelerado (B) no período de 1990 a 1997, para as seguintes espécies arbóreas do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG): *Cupania vernalis* (*Cup ver*), *Matayba juglandifolia* (*Mat jug*), *Stylogyne ambigua* (*Sty amb*), *Myrsine umbellata* (*Myr umb*), *Machaerium stipitatum* (*Mac sti*) e *Esenbeckia febrifuga* (*Ese feb*).

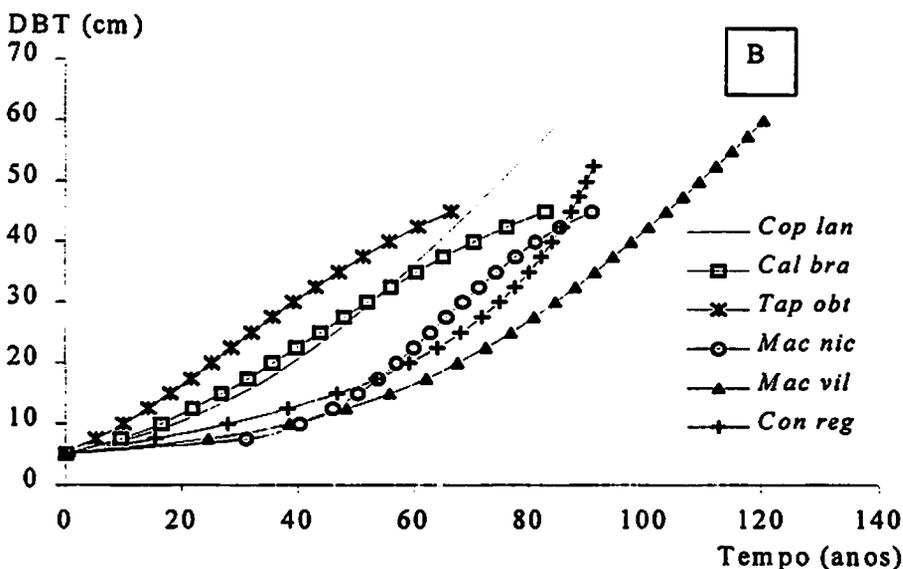
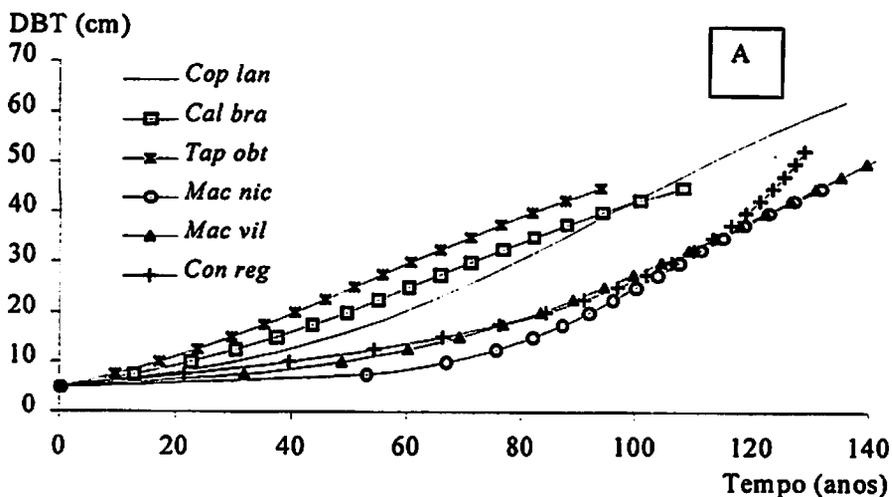


FIGURA 15: Curvas de crescimento médio (A) e acelerado (B) no período de 1990 a 1997, para as seguintes espécies arbóreas do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG): *Copaifera langsdorffii* (*Cop lan*), *Calophyllum brasiliense* (*Cal bra*), *Tapirira obtusa* (*Tap obt*), *Machaerium nictitans* (*Mac nic*), *Machaerium villosum* (*Mac vil*) e *Connarus regnellii* (*Con reg*).

## 5- DISCUSSÃO

### 5.1- Dinâmica geral da comunidade

A taxa média anual de mortalidade ( $3,7\% \text{ ano}^{-1}$ ) da comunidade arbórea com  $\text{DBT} \geq 5\text{cm}$  da mata ciliar de Macaia é superior à taxa média anual de recrutamento ( $2,03\% \text{ ano}^{-1}$ ) e alta, se comparada aos valores encontrados de  $2,6\% \text{ ano}^{-1}$  na Reserva Florestal da Universidade Federal de Lavras, no período de 1987-1992 (Oliveira-Filho et al., 1997), para indivíduos com  $\text{DAP} \geq 5\text{cm}$ ; de  $2,03\% \text{ ano}^{-1}$ , para indivíduos com  $\text{DAP} \geq 10\text{cm}$  em La Selva na Costa Rica (Lieberman e Lieberman, 1987); e de  $1,2\% \text{ ano}^{-1}$ , para indivíduos com  $\text{DAP} \geq 10\text{cm}$ , em San Carlos, na Venezuela (Uhl, et al., 1988). Contudo, aproxima-se dos valores de  $3,5\% \text{ ano}^{-1}$ , encontrado por Felfili (1995a), para indivíduos com  $\text{DAP} \geq 10\text{cm}$  em uma floresta de galeria de Brasília e de  $3,6\% \text{ ano}^{-1}$  na Reserva Florestal da Universidade Federal de Lavras, no período de 1992-1996 (Pulz, 1998), sendo que a mortalidade, nestes dois casos, também foi superior ao recrutamento ( $2,7\% \text{ ano}^{-1}$ ).

Taxas de mortalidade em grandes áreas preservadas de floresta tropical variam de 1% a 2% ao ano (Hartshorn, 1990; Phillips e Gentry, 1994), e é frequente a ocorrência de desbalanço entre as taxas de recrutamento e mortalidade, em pequenos intervalos de tempo, dentro de uma mesma área. Em El Verde (Porto Rico), num período de 30 anos, Crow (1980) observou duas distintas fases de desenvolvimento, com variação na densidade e crescimento

dos indivíduos da área. Na Reserva de Barro Colorado, encontrou-se uma variação na taxa média anual de mortalidade, de 1,04% ano<sup>-1</sup> (Lang e Knight, 1983) a 3,04% ano<sup>-1</sup> (Hubbell e Foster, 1990), justificada pelo aumento dos efeitos do fenômeno climático El Niño, precedendo a última coleta de dados. Na Venezuela, no entanto, Carey et al. (1994) não encontraram variação significativa nas taxas de mortalidade, em contínuas coletas de dados em floresta tropical úmida e floresta tropical montana. Estas áreas apresentaram altos valores de meia-vida (81,8 anos, para a floresta tropical úmida e 66,9 anos, para a floresta tropical montana), justificados pela ausência de grandes distúrbios. Sabendo-se que pode haver variação nas taxas de mortalidade, entre diferentes classes de tamanho e posição no dossel, as diferenças nos critérios de inclusão entre os estudos, por conseguinte, devem ser consideradas nas comparações entre os mesmos.

A oscilação na intensidade e frequência dos distúrbios de origem climática, aos quais estão sujeitas as florestas tropicais, é segundo Hartshorn (1990), a principal causa da instabilidade e flutuação nas taxas de dinâmica dessas áreas. Em se tratando de remanescentes florestais, no entanto, as condições e o tempo de criação de um fragmento, assim como os regimes de distúrbio (natural ou antrópico) aos quais está sujeito, caracterizam-no de forma particular, exigindo um constante e longo acompanhamento para se concluir se as taxas de mortalidade e recrutamento que estão em flutuação expressam quadros de degeneração ou recuperação daquele fragmento.

Acompanhando a dinâmica de um mesmo remanescente de floresta semidecídua montana no sul de Minas Gerais (Brasil), Oliveira-Filho et al. (1997) e Pulz (1998), em intervalos consecutivos de 5 e 4 anos, encontraram, respectivamente, uma flutuação de 2,6 % ano<sup>-1</sup> a 3,6% ano<sup>-1</sup>, para mortalidade e de 3,0 % ano<sup>-1</sup> a 2,7% ano<sup>-1</sup>, para recrutamento, em toda a área, com diferentes valores de mortalidade e recrutamento nos distintos setores da floresta, de

acordo com a intensidade dos distúrbios e o tempo de regeneração de cada setor. Diferenças entre as taxas de recrutamento e mortalidade, em pequenos intervalos de tempo, foram encontradas em outras áreas florestais ( Felfili, 1995b; Gentry e Terborgh, 1990; Lieberman et al., 1985; Rankin-de-Merona et al., 1990; Pulz, 1998; Korning e Balslev, 1994a,b), provavelmente como consequência do processo natural de criação e ocupação de nichos na floresta.

No remanescente de mata ciliar de Macaia, houve a interrupção das atividades de mineração, há cerca de 200 anos, mas a área continua sofrendo pressão antrópica típica das matas ciliares da região, principalmente a invasão pelo gado, proveniente de áreas de criação contíguas, a pesca e a caça predatórias. Com a taxa média anual de mortalidade ( $3,70\% \text{ ano}^{-1}$ ) superior à taxa média anual de recrutamento ( $2,03\% \text{ ano}^{-1}$ ), a área apresenta meia-vida de 19,7 anos, para a comunidade arbórea com  $\text{DBT} \geq 5\text{cm}$ , muito inferior aos valores entre 30 e 81 anos encontrados em florestas preservadas já estudadas (Lieberman e Lieberman, 1985; Uhl et al., 1988; Lieberman et al., 1990; Rankin-de-Merona et al., 1990; Gentry e Terborgh, 1990; Hartshorn, 1990; Carey et al.1994); e a meia-vida de 26,75 anos, do fragmento florestal da Universidade Federal de Lavras (Oliveira-Filho et al., 1997). A taxa média anual de acréscimo ( $4,12\% \text{ ano}^{-1}$ ) no entanto, supera a taxa média anual de mortalidade em área basal ( $2,37\% \text{ ano}^{-1}$ ) da comunidade arbórea, amostrada no presente estudo, o que indica estar ocorrendo uma diminuição na densidade e aumento na biomassa total da comunidade arbórea.

No processo de sucessão em floresta tropical, as diferentes necessidades de luz, temperatura e umidade ideais para as diferentes fases de desenvolvimento das plantas, segundo Swaine e Whitmore (1988), determinam distintas estratégias ecológicas de estabelecimento entre as espécies, que podem defini-las como espécies pioneiras ou clímax. No movimento de recomposição de uma área florestal pós-distúrbio, seja este resultante de ação antrópica ou após a

queda natural ou morte em pé de uma ou mais árvores, o dossel é um mosaico de ecofases sucessionais ou manchas de regeneração em estágios distintos, caracterizados segundo uma complexa rede de interações biológicas, que formam a ecologia dessas eco-unidades (Swaine e Hall, 1988).

Nessas clareiras de tamanho variável, as espécies clímax exigentes de luz e tolerantes à sombra, que se encontram no banco de plântulas, e principalmente, as sementes de espécies pioneiras, encontram condições de desenvolvimento. A germinação de pioneiras com rápido crescimento e adaptadas às novas condições ambientais, permitem a formação do micro-ambiente necessário para o desenvolvimento das espécies clímax. Após um período de alta densidade de árvores jovens, predomina o aumento da biomassa das árvores que alcançaram e ocuparam os estratos mais altos do dossel. O crescimento lateral do tronco e da copa (biomassa viva) desses indivíduos dá seqüência ao processo de regeneração do dossel, resultando no aumento do valor total de cobertura da floresta e, conseqüentemente, o maior sombreamento dos estratos inferiores, em vários pontos da floresta. A mortalidade de espécies que não são tolerantes à sombra tende a aumentar nesses locais em estádios de regeneração mais avançados, acarretando uma redução da densidade com o aumento da biomassa total (Denslow, 1987). Segundo Lieberman e Lieberman (1994), a rotatividade baseada na mortalidade de caules é maior que a que se baseia na criação de clareiras, indicando que nem todas as mortes determinam a abertura de clareiras perceptíveis na floresta, como acontece no fragmento de mata ciliar de Macaia, pois ocorrem abaixo do dossel (sub-bosque).

O fragmento de mata ciliar de Macaia apresenta, ainda, desbalanço entre as taxas de acréscimo, recrutamento e mortalidade. Esse conjunto de dados sugerem grande instabilidade na área, tanto em número de indivíduos quanto em área basal e aumento na biomassa viva, acompanhando o processo de auto-desbaste, típicos da recuperação pós-distúrbio. Esta instabilidade demográfica é

um quadro típico de floresta que ainda não atingiu a maturidade (Hartshorn, 1980, Korining e Balslev, 1994b). É um fragmento de alta dinâmica, com taxa média anual de rotatividade de 2,86% ano<sup>-1</sup> e rotatividade de 26,82 anos, similar às florestas mais dinâmicas como Barro Colorado (Hubbell e Foster, 1990), com 22,5 anos e a floresta de galeria do Gama (Felfili, 1995b) com 22,7 anos de rotatividade.

## **5.2- Dinâmica por classe diamétrica**

A mortalidade em número de indivíduos e área basal da comunidade arbórea com DBT  $\geq$  5cm, da mata ciliar de Macaia, diminui com o aumento do tamanho dos indivíduos. Segundo Swaine (1987,1990), florestas tropicais são estruturalmente estáveis, mantendo um declínio aproximadamente logarítmico em número de indivíduos, com o aumento do tamanho e uma contínua mortalidade (geralmente variando de 1-2% anualmente), permitindo o rápido crescimento de indivíduos sobreviventes e o recrutamento de novos indivíduos. As taxas de mortalidade entre indivíduos maiores de 5cm de DAP seriam, portanto, independentes do tamanho, em função da grande variação na mortalidade entre espécies e grupos ecológicos, em relação às condições ambientais e climáticas às quais as áreas onde se encontram estão sujeitas. O autor reconhece que a mortalidade seria maior apenas para indivíduos com DAP inferior a 10cm. Contudo, as generalizações feitas por Swaine (1987,1990) têm encontrado respaldo em apenas parte dos estudos. Trabalhando em uma floresta tropical na Venezuela, Carey et al. (1994) concluiu que a mortalidade em 25

anos também foi independente das classes de diâmetro e localização vertical na floresta. Rankin-de-Merona et al. (1990), no entanto, amostrando árvores com  $DAP \geq 10\text{cm}$ , de uma floresta da Amazônia brasileira, encontraram maior proporção de árvores mortas entre os indivíduos das menores classes diamétricas, acompanhando o padrão de distribuição de abundância.

Oliveira-Filho et al. (1997) e Putz (1998), trabalhando com indivíduos de  $DAP \geq 5\text{cm}$ , na Reserva Florestal da Universidade Federal de Lavras, encontraram grande número de árvores mortas na classe de 5-10cm de diâmetro, com tendência ao decréscimo da mortalidade até a classe de 20-25cm, a partir da qual, a mortalidade tende a aumentar, apresentando pico de mortalidade nas classes de 50-80cm. Segundo estes autores, a grande competição na fase de estabelecimento entre as árvores mais jovens e a maior predisposição à morte de antigas árvores do dossel, podem explicar esse quadro. Felfili (1995b) encontrou para indivíduos com  $DAP \geq 10\text{cm}$ , altos valores na taxa de mortalidade, nas primeiras e últimas classes de diâmetro, concluindo, também, serem o resultado de alta competição entre as árvores mais jovens e processo de senescência entre as maiores árvores. Em Barro Colorado (Hubbell e Foster, 1990, Condit et al. 1995), encontraram-se valores relativamente constantes na taxa de mortalidade, para  $DAP$  de 1-8cm, com aumento crescente na mortalidade de indivíduos de  $DAP$ s acima de 16cm, em função da maior vulnerabilidade à queda destes indivíduos, sob os efeitos do fenômeno El Niño, que antecedeu o período de coleta de dados. Entretanto, Putz e Milton (1996), estudando as taxas de mortalidade em diferentes áreas de Barro Colorado, não encontraram um padrão, mas uma tendência à maior mortalidade entre árvores menores. Na Amazonia venezuelana, Uhl et al. (1988) também encontraram essa relação entre maior mortalidade e indivíduos de pequeno e grande tamanho. Por outro lado, em El Verde, Porto Rico (Crow, 1980), em Cocha Cashu, no Peru (Gentry e

Terborgh, 1990) e em La Selva, na Costa Rica (Lieberman et al. , 1990), não foi encontrada relação entre a taxa de mortalidade e o tamanho das árvores.

Os resultados encontrados na mata ciliar de Macaia corroboram a observação feita por Hartshorn (1990), de que, apesar de não haver um padrão de mortalidade para árvores de diferentes tamanhos, alta mortalidade nas menores classes de diâmetro é comum em florestas tropicais da América, devido, principalmente, à grande competição entre indivíduos jovens.

A perda em valores absolutos de área basal da comunidade arbórea foi maior nas classes intermediárias, mas sempre superada pelo crescimento das árvores sobreviventes. Esse acréscimo líquido, em área basal, está concentrado entre indivíduos de 17-65cm de diâmetro, enquanto que a mortalidade em número de indivíduos é maior entre árvores mais jovens (5-9cm de diâmetro). As duas primeiras classes diamétricas (5-9cm e 9-17cm) somam 31,53% da área basal da comunidade e foram as responsáveis pelo maior decréscimo relativo. Entretanto, os indivíduos de 17 a 65 cm de diâmetro, são responsáveis pela maior perda em área basal, da comunidade arbórea amostrada. Esses indivíduos concentraram o ganho em biomassa viva, através do crescimento lateral do tronco e da copa, ocupando os espaços no dossel e, possivelmente, contribuíram em grande parte, para a alta mortalidade entre indivíduos menores.

A comunidade amostrada apresentou relação de dependência entre a taxa de crescimento e o tamanho dos indivíduos, assim como em Oliveira-Filho et al. (1997), que observaram o declínio nos valores de crescimento médio e maior crescimento absoluto, nas maiores classes de diâmetro. Na floresta de galeria do Gama (Felfili, 1995b), o incremento médio aumenta com o aumento em tamanho dos indivíduos.

Não se observou a presença de grandes clareiras na área amostrada, mas, sim, a freqüente ocorrência de pequenas clareiras formadas por árvores mortas em pé ou quebradas. Sendo baixa a mortalidade e alto o incremento dos

indivíduos de maior porte, nos pontos da mata onde ocorre a queda ou a morte em pé de uma árvore, as copas de árvores remanescentes do médio e alto dossel tendem a ocupar o espaço deixado. A maior velocidade de fechamento do dossel em alguns pontos, em relação às velocidades de crescimento dos indivíduos ainda jovens, principalmente das espécies não tolerantes à sombra, pode estar determinando a alta mortalidade entre indivíduos de até 9cm de diâmetro.

### 5.3- Dinâmica das espécies arbóreas

A área do fragmento de mata ciliar de Macaia (MG) apresentou decréscimo no número de espécies e significativa presença de espécies com  $N=1$  ou  $N=2$  (37,35%), com baixo número de recrutamentos (9,52%). O decréscimo na riqueza florística do fragmento, sucedendo a fase de maior diversidade, caracterizada pela presença de maior número de espécies ocupando nichos, nas áreas de ocorrência de clareiras, projeta a idéia de uma comunidade vegetal que caminha para a maturidade. Segundo Crow (1980), com o avanço da regeneração do dossel das florestas, em consequência de processos de fragmentação e perturbação, aos quais foram expostas no passado, a diversidade tende a diminuir, caminhando na direção de um equilíbrio dinâmico.

Entre as 104 espécies com  $N \geq 3$ , no entanto, o recrutamento também não é expressivo, para espécies abundantes na área. *Copaifera langsdorffii* apresentou um único recruta, em 6,92 anos de intervalo, apesar de ser uma espécie climax tolerante à sombra e de crescimento não muito lento. Outras espécies entre as 30 espécies de maior ocorrência na área, como *Calycorectes*

*acutatus*, *Dendropanax cuneatum*, *Machaerium stipitatum* e *Machaerium villosum*, tiveram apenas 1 ou 2 recrutamentos.

Quais os fatores que podem estar determinando, a longo prazo, mudanças qualitativas e quantitativas na comunidade vegetal em questão? É válida aqui a observação feita por Terborgh (1992), a respeito de florestas tropicais, de que muitas espécies estão envolvidas em relações de interdependência com outros organismos que estão no mesmo ambiente, entre elas, a polinização e a dispersão de propágulos. Essa interação mutualística entre plantas e frugívoros, segundo Janzen (1983), é de especial importância entre os fatores que determinam a densidade e distribuição das espécies vegetais e é resultante da coevolução entre distintos grupos, que resultaram em importantes mecanismos de manutenção da alta diversidade entre plantas. De acordo com Howe e Smallwood (1982), as adaptações para a dispersão animal não são exclusivas das florestas tropicais, mas nestas, a dispersão de frutos por animais ganha maior importância, sendo que entre 50% e 75% das espécies arbóreas produzem frutos carnosos adaptados para o consumo de mamíferos ou pássaros. Sabe-se também que o comportamento de forrageamento do dispersor pode maximizar o sucesso reprodutivo de plantas, às quais está em íntima associação, como resultado da diversidade de espécies que compõem a sua dieta e a movimentação desses animais, por diferentes mosaicos sucessionais, ao longo do tempo.

A importância da dispersão de sementes realizada por vertebrados, principalmente mamíferos e pássaros, na distribuição das angiospermas e na diversidade em florestas tropicais, é valorizada pelo estudo da frugivoria em La Selva, realizado por Levey et al. (1994). Entre 185 espécies arbóreas estudadas, 90% produzem frutos carnosos, sendo que, aproximadamente, 50% destas espécies, são dispersas por pássaros; 13%, por morcegos; e o restante, por outros mamíferos. Em Barro Colorado, Foster (1996) observou a ocorrência de picos de

floração e frutificação, espelhando forte sincronia entre as espécies. Juntamente com a flutuação nas populações de predadores e patógenos e estresse ambiental atuando sobre a fisiologia destas espécies, a dispersão animal que ocorre em 72% das espécies e a dispersão eólica, que ocorre em 25% das mesmas, determinam um ritmo de frutificação.

Segundo minucioso estudo realizado por Ressel (1997), a respeito das síndromes de dispersão de 162 espécies arbóreas encontradas em formações florestais da Estação Ecológica do Panga, em Uberlândia (MG), 109 espécies (63%) apresentaram síndrome zoocórica (dispersão de propágulos realizada por animais); 25%, anemocóricas (dispersão de propágulos realizada pelo vento) e o restante, apresentando síndromes diversas. Na mata de galeria, a zoocoria foi observada em 68% das espécies. Entre as espécies zoocóricas, encontram-se algumas das 30 espécies de maior abundância, no fragmento de mata ciliar de Macaia, como *Copaifera langsdorffii*, *Cupania vernalis*, *Dendropanax cuneatum* e *Trichilia pallida*. Apenas o gênero *Machaerium* apresenta síndrome anemocórica, sendo o restante das espécies, segundo a morfologia do fruto (Ressel, 1997), portadoras de características de síndrome de zoocoria. Segundo Kress e Beach (1994), polinizadores e outros componentes do sistema reprodutivo, por sua vez, têm figurado na teoria de biologia populacional como determinantes de diferenciação genética e especiação entre as plantas tropicais. Os estudos sobre fenologia de espécies arbóreas tropicais reportam para a sazonalidade, variando entre muito distinta, em áreas com estações seca e chuvosa definidas, até não distinta, em áreas onde as chuvas são igualmente distribuídas durante o ano. Até que ponto a dinâmica das espécies arbóreas, presentes no fragmento de mata ciliar de Macaia, é afetada pela dinâmica das populações animais, nas fases durante e pós-distúrbio?

A Hipótese de não-equilíbrio de Hubbell prediz que, sobre árvores de mesma espécie, agem forças que regulam a distância parental, podendo

determinar um padrão de distribuição da espécie, em escala temporal. Em geral, segundo Lieberman e Lieberman (1994), em pequena escala, levando-se em consideração os diferentes critérios de inclusão dos estudos, espécies tropicais são mais frequentemente encontradas em agrupamentos ou ao acaso e, raramente, hiperdistribuídas. O agrupamento ocorre, em geral, em função da ineficiente dispersão de sementes, reprodução vegetativa por raízes, preferências por microhabitats e colonização de clareiras.

Neste raciocínio, cabe a idéia de que, na presença de sucesso reprodutivo, garantido pela presença de polinizadores e dispersores, as espécies tendem a alcançar uma distribuição clímax, onde não haveriam mais distâncias mínimas permitidas, a serem ocupadas dentro de um limite biótico ou abiótico. A alta diversidade da floresta tropical estaria então garantida, segundo a hipótese levantada por Janzen-Connell, pelos regimes de distúrbios, os quais, não permitindo que esse clímax espacial por espécie seja alcançado, garantem a presença de nichos para diferentes espécies, mantendo a alta diversidade. Trabalhando com várias espécies de plantas em Barro Colorado, Condit et al.(1992, 1994), concluíram que espécies comuns, na área, parecem ser reguladas por fatores dependentes da densidade, ao contrário das espécies menos comuns, devido às suas baixas densidades.

Em áreas onde estes distúrbios não ocorrem com frequência, como no fragmento de mata ciliar de Macaia, as espécies tenderiam a alcançar essa distribuição clímax, acompanhada de queda na diversidade florística da área. As espécies mais próximas desse clímax estariam sujeitas, então, a uma diminuição na sua taxa de recrutamento, após alcançar o clímax espacial, não a nível de plântulas, mas, de indivíduos acima de 5cm de DBT, em estágio de maior estresse, por competição intraespecífica. Recrutamento e morte foram mais significativos, no entanto, entre espécies que apresentaram de 1 a 4 indivíduos (G3), nos dois levantamentos. Portanto, espécies comuns na área, na ausência de



distúrbios maiores, podem estar espelhando este estágio de clímax da capacidade de expansão local ou dificuldades reprodutivas.

Entretanto, qual o efeito da fragmentação sobre espécies animais, envolvidas com a polinização e dispersão das espécies?

Estudos sobre fragmentação enfatizam o decréscimo no tamanho das populações e redução na diversidade de espécies, como seus dois principais efeitos (Zudeima et al., 1996). Segundo Laurance e Bierregaard (1997), biotas de floresta tropical são altamente vulneráveis à fragmentação de habitats, principalmente espécies em coevolução interdependente, como nas relações planta-polinizador ou planta-dispersor. Algumas espécies, como as de árvores de vida longa, podem estar funcionalmente extintas bem antes de suas populações desaparecerem, na ausência ou ineficiência de polinizadores e dispersores de propágulos. Em fragmentos de matas ciliares sujeitos a poucos distúrbios de grande intensidade, outras forças, como as que envolvem a polinização e a dispersão de propágulos das espécies, podem estar atuando de forma mais lenta e, no entanto, mais profunda, na caracterização florística da floresta, do que distúrbios de ação intensa, direta e de curta duração, como ventos, inundações e quedas de árvores.

Portanto, supondo-se que o processo de fragmentação da mata ciliar resultou em queda na densidade e composição da fauna local, afetando principalmente a dispersão de propágulos de algumas espécies e dificultando a ação de processos naturais, que permitem o sucesso reprodutivo de espécies ali presentes; e, sendo isto uma realidade, as conseqüências do processo de fragmentação em uma área de mata ciliar podem vir a ser perceptíveis num intervalo de tempo maior que 200 anos, pela limitação na capacidade local de expansão por espécie ou ausência de dispersores efetivos. Clareza maior sobre a dinâmica dessas espécies depende de exame minucioso do processo de regeneração, que envolve os bancos de sementes e de plântulas da mata.

O comportamento de crescimento, observado dentro de uma espécie e entre espécies, é variado, de acordo com os resultados encontrados em outros estudos (Korning e Balslev, 1994; Swaine et al., 1987; Swaine, 1990; Condit et al., 1993a; Lieberman et al., 1985). Taxas de crescimento são muito variáveis por espécie (Lang e Knight, 1983; Lieberman et al., 1985), não só em função das diferentes estratégias ecológicas de estabelecimento (Swaine e Whitmore, 1988), como por condições micro e macro ambientais onde se desenvolvem. Entretanto, taxas de crescimento são conservativas, a nível de indivíduos (Swaine et al., 1987).

Embora as espécies analisadas sejam todas clímax, é nítida a distinta ocupação de nichos, diante dos diferentes comportamentos de crescimento que apresentam. A mudança no comportamento de crescimento das espécies arbóreas do fragmento de mata ciliar de Macaia, ao longo do tempo, também foi observada por Condit et al. (1993a,b), em Barro Colorado, no Panamá. No entanto, os maiores valores de crescimento médio foram inferiores aos encontrados, para as espécies de mais rápido crescimento, em Barro Colorado. Essa diferença era esperada, uma vez que ali, as espécies que apresentaram mais rápido crescimento, são espécies pioneiras, como *Ochroma pyramidale*, *Cecropia obtusifolia* e *Trema micrantha*.

Segundo Felfili (1995b), as espécies clímax exigentes de luz apresentam crescimento mais rápido que as espécies clímax tolerantes à sombra. Entretanto, no fragmento de mata ciliar de Macaia, as maiores taxas de crescimento médio foram observadas entre espécies clímax tolerantes à sombra, possivelmente em função das áreas apresentarem diferentes processos de dinâmica e estágio de sucessão; e ainda, dentro de uma mesma espécie, encontrarmos diferentes comportamentos de crescimento, dependendo das condições locais, onde indivíduos de uma mesma espécie se desenvolvem.

## 6- CONCLUSÕES

A taxa de mortalidade da comunidade arbórea do fragmento de mata ciliar de Macaia, durante o período de estudo foi maior que a taxa de recrutamento, indicando um decréscimo na densidade arbórea. Entretanto, a perda em área basal, com a mortalidade das árvores, foi consideravelmente inferior aos ganhos pelo crescimento dos sobreviventes somado à área basal dos recrutas, indicando um acréscimo em biomassa, na área.

Estas tendências opostas indicam um aumento no tamanho médio das árvores, o que é típico de processo de auto desbaste durante a recuperação pós-distúrbio. Outra evidência deste processo é que as primeiras classes de diâmetro sofreram alta mortalidade e perda líquida em área basal. Desta forma, o fragmento de mata ciliar se encontra ainda em processo de regeneração, mesmo após 200 anos, desde o final da atividade de mineração na área. O forte distúrbio de solo promovido no passado é provavelmente a causa principal deste relativamente lento processo de recuperação.

A comunidade sofreu a perda de 17 espécies e apresenta 37,35% das espécies amostradas com N=1 ou N=2. Casearia sylvestris e Endlicheria paniculata apresentaram as maiores taxas de mortalidade em número de indivíduos, enquanto que, em área basal, as maiores perdas foram de Tapirira obtusa, Protium spruceanum e Dendropanax cuneatum. As 30 espécies de maior tolerantes à sombra. As maiores taxas de crescimento médio foram de ocorrência, na área, são espécies climax, sendo que 20 delas são climax Metrodorea stipularis, Trichilia pallida e Galipea multiflora. Observaram-se distintos comportamentos de crescimento das espécies, denotando distintas estratégias de ocupação de nichos na mata.

## 7- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBOSA, L.M. Ecological significance of galleries forests including biodiversity. In: **Proceedings of Symposium on Assessment and Monitoring of Forests in Tropical Dry Regions with Special Reference to Gallery Forests**, Brasília (1996), 378 p., 1997.
- BROKAW, N.V.L. Trefalls: frequency, timing and consequences. In: LEIGH, E.G.; RAND, A.S.; WINDSOR, D.M. (eds). **The ecology of a tropical forest: seasonal rythms and long-term changes**. Washington: Smithsonian Institution, p: 101-108, 1982.
- CAREY, E.V.; BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. **Biotropica**, St. Louis, v. 26, p: 255-265, 1994.
- CARVALHO, D.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E. A.; GAVILANES, M. L. Flora arbustivo-arbórea de uma floresta ripária no Alto Rio Grande em Bom Sucesso / MG. **Acta Botânica Brasileira**. São Paulo: vol 9 (2), p: 277-282, 1995a.
- CARVALHO, D.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E. A.; GAVILANES, M. L. Estrutura fitossociológica de mata ripária do alto Rio Grande (Bom Sucesso, estado de Minas Gerais). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.18, p: 39-49, 1995b.
- CARVALHO, D.A.; VILELA, E. A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; GAVILANES, M. L. Estrutura diamétrica e vertical de uma floresta ripária do alto Rio Grande (Bom Sucesso - estado de Minas Gerais). **Revista Árvore**, Viçosa, v.19, n.4, p: 572-586, 1995c.
- CONDIT, R., HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Short-Term Dynamics of a Neotropical Forest. **BioScience**, v. 42, n.1, p: 822-828, 1992.
- CONDIT, R., HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Identifying fast-growing native trees from the Neotropics using data from a large, permanent census plot. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 62, p: 123-143, 1993a.

- CONDIT, R., HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Mortality and growth of a commercial hardwood "el cativo", *Prioria copaifera*, in Panama. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 62, p: 107-122, 1993b.
- CONDIT, R., HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Density dependence in two understory tree species in a Neotropical Forest. **Ecology**. Oxford, v. 75(3), p: 671-680, 1994.
- CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological Monographs**, Ecological Society of America, v. 65 (4), p: 419-439, 1995.
- CROW, T.R. A rainforest chronicle: a 30-year record of change in structure and composition at El Verde, Puerto Rico. **Biotropica**, St. Louis, v. 12, p: 42-55, 1980.
- DENSLOW, J.S. Tropical Rain Forest Gaps and Tree Species Diversity. **Annual Review Ecology**, Cambridge, v.18, p: 431-451, 1987.
- FELFILI, J.M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, The Hague, v.117, p: 1-15, 1995a.
- FELFILI, J.M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.11, p: 67-83, 1995 b.
- FOSTER, R.B. The seasonal rhythm of fruitfall on Barro Colorado Island. In: LEIGH, E.G., RAND, A.S.; WINDSOR, D.M. (eds). **The ecology of a tropical forest: seasonal rythms and long-term changes**. Smithsonian Institution Press, Washington, p: 151-164, 1996.
- FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 1993.
- GENTRY, A.H.; TERBORGH, J. Composition and dynamics of the Cosha Cashu 'mature' floodplain forest. In: GENTRY, A.H. (eds). **Four neotropical rainforests**, New Haven:Yale University, p: 542-564, 1990.

- HARTSHORN, G.S. Neotropical forests dynamics. **Tropical succession.**, p: 23-30, 1980.
- HARTSHORN, G.S. An overview of Neotropical Forest Dynamics. In: GENTRY, A.H. (eds). **Four neotropical rainforests**, New Haven: Yale University, p: 585-599, 1990.
- HOWE, F.H., SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review Ecology System.** V.13, p: 201-228, 1982.
- HUBBEL, S.P.; FOSTER, R.B. Structure, dynamics and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. Pp.522-541. In: GENTRY, A.H. (eds). **Four neotropical rainforests**, New Haven: Yale University, p: 522-541, 1990.
- JANZEN, D.H. In: Yma, D.J., SLATKIN, M.(eds.). Dispersal of seeds by vertebrate guts: **Coevolution.** Sunderland, p:232-262, 1983.
- KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, Cambridge, v. 4, p: 77-86, 1994a.
- KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and relation to forest structure in Amazonia Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, p: 156-166, 1994b.
- KRESS, W.J., BEACH, J.H. In: McDADE, L.A., BAWA, K.S., HARTSHORN, G.S.; HESPENHEIDE, H.A. (eds). **La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain-forest**, University of Chicago Press, Chicago, p:77-86, 1994.
- LANG, G.E.; KNIGHT, D.H. Tree growth, mortality, recruitment and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. **Ecology**, Oxford, v. 64(5), p: 1075-1080, 1983.
- LAURANCE, W.F., BIERREGAARD, Jr.R.O. **Tropical Forest Remnants.** The University of Chicago Press, Chicago, 616p., 1997.
- LEVEY, D.J., MOERMOND, T.C., DESLOW, J.S. In: McDADE, L.A., BAWA, K.S., HARTSHORN, G.S.; HESPENHEIDE, H.A. (eds). **La**

**Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain-forest**, University of Chicago Press, Chicago, p: 282-293, 1994.

LIEBERMAN, D., HARTSHORN, G.S., LIEBERMAN, M. PERALTA, R. 1990. Forest dynamic at La Selva Biological Station, 1969-1985. In: GENTRY, A.H. (eds). **Four neotropical rainforests**, Yale University Press, New Haven, p: 509-521, 1990.

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

LIEBERMAN, D., LIEBERMAN, M., PERALTA, R.; HARTSHORN, G.S. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, v.73, p: 915-924, 1985.

LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D. Patterns of density and dispersion of forest trees. In: McDADE, L.A., BAWA, K.S., HARTSHORN, G.S.; HESPENHEIDE, H.A. (eds). **La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain-forest**, University of Chicago Press, Chicago, 1994.

MANTOVANI, W. Conceituação e fatores condicionantes. In: **Simpósio sobre Matas Ciliares**, Anais, Campinas, São Paulo. Fundação Cargill, p:11-19, 1989.

OLIVEIRA-FILHO, A.T., CARVALHO, D.A.; GAVILANES, M.L. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.10, p: 483-508, 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELA, E.A. ; CARVALHO, D.A. Variations in tree community physiognomy and structure among soil habitats within a Fragment of semideciduous forest in south-eastern Brazil. **Forest Ecology and Management** (no prelo). 1999.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M. A . Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south-eastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica**, Lawrence, v.31 ( no prelo), 1999.

- OLIVEIRA-FILHO, A.T., MELLO, J.M.; SCOLFORO, J.R. Effects of past distance 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*, Oxford, v.131, p: 45-66, 1997.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RATTER, J.A. A study of origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany*, Edinburgh, v. 52, p:141-194, 1995.
- PHILLIPS, O .L., GENTRY, A . H. Increasing turnover through time in Tropical Forests. *Science*, v. 263, p: 954-958, 1994.
- PULZ, F.A. Estudo de dinâmica e a modelagem da estrutura diamétrica de uma floresta semidecídua montana na região de Lavras-MG. Dissertação de mestrado: Universidade Federal de Lavras, Lavras, 156 p., 1998.
- PUTZ, F.E.; MILTON, K. Tree mortality rates on Barro Colorado Island. In: LEIGH, E.G., RAND, A.S.; WINDSOR, D.M. (eds). *The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes*. Smithsonian Institution Press, Washington, p: 95-100, 1996.
- RANKIN-DE-MERONA, J.M., HUTCHINGS, H.R.W.; LOVEJOY, T.E. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the Central Amazonian. In: GENTRY, A.H. (eds). *Four neotropical rainforests*. Yale University Press, New Haven, p: 573-584,1990.
- RESSEL, K.P. *Dispersão de espécies arbóreas florestais da Estação Ecológica do Panga*. Monografia de Bacharelado: Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 1997.
- SWAINE, M.D. Population dynamics of tree species in tropical forests. In: HOLM-NIELSEN, L.B.; NIELSEN, I.C.; BALSLEV, H. (eds.) *Tropical Forests: Botanical Dynamics, Speciation and Diversity*, Cornwall, p: 101-110, 1990.
- SWAINE, M.D.; HALL, J.B. The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v.4, p: 253-269, 1988.

- SWAINE, M.D., LIEBERMAN, D.; PUTZ, F.E.. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, p: 359-366, 1987.
- SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Vegetatio**, The Hague, v.75, p: 81-89, 1988.
- TERBORGH, J. **Diversity and the Tropical Rain Forest**. New York, 243p., 1992.
- UHL, C.; CLARK, K.; DEZZO, N.; MAQUIRINO, P. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, Cambridge, v.69, p: 751-763, 1988.
- UHL, C.; MURPHY, P.G. Composition, structure, and regeneration of a tierra firme forest in the Amazon basin of Venezuela. **Tropical Ecology**, v.22(2), p:219-237, 1981.
- VILELA, E.A.; RAMALHO, M.A.P. Análise das temperaturas e precipitação pluviométrica de Lavras- MG. **Ciência e Prática**, Lavras, v. 3, p: 71-79, 1979.
- WHITMORE, T.C. An Introduction to Tropical Rain Forests (eds).Oxford, 225 p., 1993.
- ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**. New Jersey, 121p, 1996.
- ZUDEIMA, P.A ., SAYER, A .J., DIJKMAN, W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. **Environmental Conservation**, v. 23(4), p: 290-297, 1996.

