


**EFEITOS DO REGIME DE INUNDAÇÃO E DE
BAMBUS NA DINÂMICA DA COMUNIDADE
ARBÓREA DE UM FRAGMENTO DE
FLORESTA SEMIDECÍDUA NO SUL DE
MINAS GERAIS**

FREDERICO AUGUSTO GUIMARÃES GUILHERME

FREDERICO AUGUSTO GUIMARÃES GUILHERME

**EFEITOS DO REGIME DE INUNDAÇÃO E DE BAMBUS NA
DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UM
FRAGMENTO DE FLORESTA SEMIDECÍDUA NO SUL DE
MINAS GERAIS**



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

Orientador

Prof. Ary Teixeira de Oliveira-Filho

LAVRAS
MINAS GERAIS - BRASIL
1999

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

Guilherme, Frederico Augusto Guimarães

Efeitos do regime de inundação e de bambus na dinâmica da comunidade
arbórea de um fragmento de floresta semidecídua no Sul de Minas Gerais /
Frederico Augusto Guimarães Guilherme. – Lavras : UFLA, 1999.

73p. : il.

Orientador: Ary Teixeira de Oliveira-Filho.

Dissertação (Mestrado) – UFLA.

Bibliografia.

1. Floresta semidecídua montana. 2. Dinâmica florestal. 3. Área aluvial. 4.
Mortalidade. 5. Recrutamento. 6. Crescimento arbóreo. 7. *Inga vera*. 8. *Salix*
humboldtiana. 9. Distúrbio. 10. Bambu. 11. *Merostachys fistulosa*. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-634.9

FREDERICO AUGUSTO GUIMARÃES GUILHERME

**EFEITOS DO REGIME DE INUNDAÇÃO E DE BAMBUS NA
DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UM FRAGMENTO DE
FLORESTA SEMIDECÍDUA NO SUL DE MINAS GERAIS**

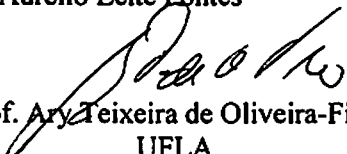
Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras - UFLA, como parte das exigências do curso de Mestrado em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Ambiental, para obtenção do título de "Mestre".

APROVADA em 26 de fevereiro de 1999

Prof. Enivanis de Abreu Vilela UFLA

Prof. Eduardo van den Berg UFLA

Prof. Marco Aurélio Leite Fontes UFLA


Prof. Ary Teixeira de Oliveira-Filho
UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS - BRASIL

Aos meus pais Marco Antônio e Ana Rosa

Aos meus irmãos Aldo Henrique e Luiz Gustavo

Aos meus sobrinhos Bruno, Geraldo Neto e João Henrique

DEDICO

Tenho a grata felicidade de fazer parte dessa maravilhosa família, vocês são peças chave para a realização deste trabalho!!

'No campo daqueles que procuram a verdade, não existe nenhuma autoridade humana. Todo aquele que se fixer de magistrado encontra imediatamente a risada dos deuses.'

Albert Einstein

Ao grande amor Kaila Ressel, meu referencial para continuar vivendo intensamente.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciências Florestais, pela oportunidade de realizar o curso de mestrado.

À toda minha grande família (avós, tios e tias, primos e primas, cunhadas, sogro e sogra) que, apesar da distância, sei que estão sempre desejando o melhor para mim.

Ao orientador Ary Teixeira de Oliveira-Filho, pela amizade, confiança, credibilidade, vasto conhecimento dispensado, simplicidade e profissionalismo sempre constantes. Obrigado por tudo!

À Vivette, grande amiga e companheiríssima de campo, andamos perdidos algumas vezes, mas com a ajuda de forças maiores sempre encontramos o caminho certo a seguir, valeu!

Aos companheiros Eduardo van den Berg, Enivanes A. Vilela e Marco Aurélio, membros da banca examinadora, pelas valiosas críticas e sugestões essenciais para melhoria deste trabalho.

À dona Eulália pela credibilidade e autorização para realização do estudo na sua propriedade, e a todos os empregados da fazenda que, com uma simpatia rara, sempre foram muito hospitaleiros.

Aos amigos Zé Hortêncio, Alexandro e Valério, pela intensa amizade e harmoniosos e saudosos momentos de república.

Ao inestimável apoio logístico e amizade dos grandes colegas Mauro, Zé Reinaldo e Alan, onde tudo começou...

Aos grandes amigos e colegas Killer, Carla, Peru, Carlão, Bárbara, Tião, João Ricardo, Michelliny, Beto, Tuka, Warley, Negão, Nenem, Dulcinéia, Baianin, Dalila, Omar e filhos, Marcelinho, Passarinho, Marcinha, Marcelo Nivert, Júlio Losada, Luciana, Max, Tabai, Eustáquio, Joely, Larissa, Dimas, Tânia, Adriana, Élberes, Ceará, pela magnífica convivência e belos momentos de alegria e descontração vividos juntos.

À dona Ângela de Piedade, sempre hospitaleira, e com uma comida maravilhosa; aquela é a verdadeira comida mineira.

Aos demais colegas, professores e funcionários da Engenharia Florestal, em especial à Jô, Terezinha, Roberto, Zé Pedro, Zé Carlos, Sérgio, Lílian e Chica.

Ao corsinha, sem ele o trabalho de campo seria muito mais complicado.

À CAPES, pela concessão da bolsa e à FAPEMIG pelo suporte financeiro.

SUMÁRIO

Página

RESUMO.....	i
ABSTRACT	iii
1 INTRODUÇÃO	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO	4
2.1 Dinâmica de florestas tropicais	4
2.2 Regimes de inundação em florestas tropicais.....	8
2.3 Bambus florestais.	11
3 MATERIAL E MÉTODOS	15
3.1 Área de estudo.....	15
3.2 Marcação e subdivisão do bloco amostral	19
3.3 Os dois levantamentos da comunidade arbórea e dos bambus.....	20
3.4 Análise dos dados de dinâmica.....	21
3.5 Classificação das espécies.....	23
3.6 Análise estatística	24
4 RESULTADOS.....	26
4.1 Dinâmica da comunidade.....	26
4.2 Grupos ecológicos das espécies.....	43
5 DISCUSSÃO	50
6 CONCLUSÕES	61
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	62

RESUMO

GUILHERME, Frederico Augusto Guimarães. Efeitos do regime de inundação e de bambus na dinâmica da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua no sul de Minas Gerais. Lavras: UFLA, 1999. 73p. (Dissertação - Mestrado em Engenharia Florestal).

Foi analisada a dinâmica da comunidade vegetal, em um fragmento de floresta semidecídua montana, em Madre de Deus de Minas, no sul do estado de Minas Gerais, localizado às margens do Rio Grande, com uma área de aproximadamente 20 ha. O estudo teve como objetivo, observar as diferenças nos padrões dinâmicos da comunidade arbórea entre diferentes setores topográficos, para avaliar o efeito dos regimes de inundação e de uma população do bambu *Merostachys fistulosa*. Um único bloco amostral, composto de 71 parcelas de 225 m², foi estabelecido no ano de 1991, sendo identificados, medidos e plaquetados todos os indivíduos arbóreos com DAS (diâmetro a altura do solo) ≥ 5 cm e contados os colmos de bambu. No ano de 1998, após 6,42 anos, foi feito um novo levantamento no mesmo bloco amostral, registrando-se o crescimento das árvores sobreviventes, a ocorrência de árvores mortas e recrutadas e o número de colmos de bambu. O bloco amostral foi dividido em cinco setores topográficos de acordo com a duração do período de inundação em cada parcela. O tempo de duplicação, meia-vida, rotatividade e estabilidade foram calculados através das taxas de mortalidade e recrutamento, para número de árvores; e mortalidade e acréscimo, para área basal das árvores. De uma forma geral, as taxas de recrutamento não foram compensadas pelas taxas de mortalidade, gerando alta instabilidade em toda a comunidade arbórea, principalmente no setor Meio, onde a densidade de bambus foi maior nos dois levantamentos. Por outro lado, houve um aumento líquido da área basal em todos os setores, sugerindo que a comunidade como um todo está em fase de construção. Em termos dinâmicos, os setores aluviais (Baixada e Dique) se distinguiram dos setores de encosta da floresta (Topo, Meio e Base), provavelmente devido aos regimes de inundação do nível do rio. As espécies

Comitê Orientador: Ary Teixeira de Oliveira-Filho - UFLA (Orientador), Enivanis A. Vilela - UFLA, Eduardo van den Berg - UFLA e Marco Aurélio L. Fontes - UFLA.

predominantes na área aluvial foram *Inga vera* e *Salix humboldtiana*, que apresentaram altas taxas de crescimento anual, proporcionando elevadas taxas de acréscimo para os setores Baixada e Dique. O setor Base destacou-se pelas altas taxas de recrutamento, o que parece ser favorecido pela maior exposição à luz deste setor transicional entre as florestas de aluvião e encosta. As taxas de mortalidade foram significativamente maiores no setor Meio, principalmente para árvores de pequeno porte, enquanto as taxas de recrutamento foram marcadamente mais baixas, sugerindo uma interferência direta da população de *Merostachys fistulosa*.

ABSTRACT

GUILHERME, Frederico Augusto Guimarães. Effects of flooding regime and bamboos on tree community dynamics in a fragment of semideciduous forest in Minas Gerais, southeastern Brazil. Lavras: UFLA, 1999. 73p. (Dissertation – Master Program in Forest Engineering).

The dynamics of the plant community was analyzed in a fragment of semideciduous forest in Madre de Deus de Minas, southern Minas Gerais state, Brazil, located on the margins of the Rio Grande, and with an area of approximately 20 ha. The main objective was to assess the differences in dynamic patterns of the tree community among different topographical sectors, addressing the effects of the flooding regime and of a population of the understory bamboo *Merostachys fistulosa*. A single sample plot composed of 71 225 m² quadrats was located in 1991. All trees with a dbt (diameter at the base of the trunk) ≥ 5 cm were measured, identified and tagged, and the bamboo culms were counted. A second survey of the same sample plot was carried out in 1998 (after 6,42 years), registering the growth of surviving trees, as well as tree death and recruitment, and the number of bamboo culms. The plot was divided into five topographical sectors according to the duration of the floods in each quadrat. The doubling time, half-life, turnover and stability were calculated from the mortality and recruitment rates, for number of trees; and mortality and ingrowth, for tree basal area. In general, recruitment rates were not compensated by mortality rates, resulting in high instability for the whole tree community, particularly for the Middle Slope, where bamboo density was highest in both surveys. On the other hand, there was a net increase in basal area in all sectors, suggesting that the tree community as whole was in a building phase. Tree community dynamics of the point bar forest (Depression and Levée sectors) differed substantially from that of the upland forest (Ridgetop, Middle Slope and Lower Slope sectors), probably because of the interference of the river floods. The predominant species in the point bar were *Inga vera* and *Salix*

Guidance Committee: Ary Teixeira de Oliveira-Filho - UFLA (Major Professor), Enivanis A. Vilela - UFLA, Eduardo van den Berg - UFLA e Marco Aurélio L. Fontes - UFLA.

humboldtiana, which showed considerably high rates of annual growth, resulting in considerably high ingrowth rates for the Depression and Levée. Recruitment rates were markedly higher on the Lower Slope, probably because of the abundance of light in this transitional sector between the point bar and the upland forest. Mortality rates were significantly higher in the Middle Slope, particularly for smaller trees, while tree recruitment was remarkably lower, suggesting a direct interference of the population of *Merostachys fistulosa*.

1 INTRODUÇÃO

Sabe-se que aproximadamente dois terços das quatro a cinco milhões de espécies de seres vivos do planeta estão localizadas nos trópicos e subtropicais (Raven, 1997); e que aproximadamente a metade das espécies existentes sobre a Terra estão nas florestas tropicais, embora ocupem apenas 7% de seu território (Whitmore, 1990). Estruturalmente, as florestas tropicais estão entre os mais complexos e diversos ecossistemas do mundo, com o maior número de plantas e espécies animais coexistindo.

Considerando-se as espécies vegetais em particular, os trópicos são extremamente ricos. De um total de aproximadamente 250.000 angiospermas no mundo, em torno de dois terços (170.000) ocorrem nos trópicos, sendo que o Brasil é o país que detem o maior número de espécies e também a maior área de florestas tropicais (Whitmore, 1990).

Contudo, nas últimas décadas, extensas áreas de florestas tropicais têm sido transformadas em pequenos fragmentos, através da acelerada expansão das áreas agricultáveis, que acompanha o aumento da população humana. As fronteiras florestais têm sido reduzidas com o desenvolvimento tecnológico e os recursos florestais, que pareciam ilimitados há poucas décadas atrás, agora são vistos como finitos e vulneráveis (Whitmore, 1990). Diante dessa situação, vários estudos recentes têm chamado a atenção para as conseqüências dessa fragmentação dos ecossistemas de florestas tropicais (Terborgh, 1992; Engel, 1993; Camargo e Kapos, 1995; Zuidema, Sayer e Dijkman, 1996; Metzger, Bernacci e Goldenberg, 1997; Oliveira-Filho et al., 1997a; Laurence e Bierregaard, 1997). Dessa forma, há urgência em se conhecer os fatores ecológicos que geram e mantêm a diversidade biológica em florestas tropicais, bem como os mecanismos relacionados aos processos de sucessão. Estes estudos darão embasamento para se avaliar o patrimônio genético e compreender os

processos dinâmicos que ocorrem em florestas tropicais, possibilitando o estabelecimento e um melhor manejo de áreas de preservação e conservação, bem como a recuperação e o uso sustentado das florestas (Oldeman, 1990b).

Neste contexto, o atual estudo foi conduzido em um fragmento de floresta semidecídua, em Madre de Deus de Minas, sul do estado de Minas Gerais, abordando aspectos da dinâmica e estrutura de sua comunidade arbórea, relacionando-a com a incidência de uma população de *Merostachys fistulosa*, nas áreas de encosta da floresta, e com o efeito do regime de inundação, nas áreas aluviais.

O estudo das variações temporais e espaciais é necessário, para se entender os processos dinâmicos que ocorrem em florestas tropicais, podendo gerar resultados confiáveis e precisos. Para tanto, o estabelecimento de unidades amostrais permanentes e a marcação de indivíduos permitem o monitoramento das variações da comunidade vegetal, sendo fundamentalmente importantes para este tipo de estudo. Muito do que se sabe hoje, a respeito de características dinâmicas de florestas tropicais, tem sido derivado de levantamentos em parcelas permanentes. Neste estudo, portanto, a utilização de parcelas permanentes foi imprescindível para a obtenção dos dados e avaliação dessas características.

A rotatividade de uma floresta é determinada por contínuos processos de entrada e saída de espécies e indivíduos, além de taxas de crescimento, os quais estão envolvidos com uma série de regimes de distúrbios, causados, por exemplo, pela formação de clareiras, a competição por espaço físico, as catástrofes climáticas, o ataque de patógenos e a interferência humana. Se a floresta ocorre adjacente a ambientes aquáticos, como no presente estudo, o regime de inundação também tem grande influência.

Os processos dinâmicos ocorrentes em florestas tropicais geram uma grande heterogeneidade espacial e temporal, com forte reflexo na estrutura das

comunidades. Por exemplo, a resposta de espécies arbóreas à disponibilidade de luz, em florestas tropicais, parece ser de grande importância para a manutenção da alta diversidade, uma vez que muitas espécies possuem vários graus de tolerância à sombra (Lieberman et al., 1995). Esta diversificação e separação de nichos luminosos é um dos fatores que permitem a coexistência das espécies vegetais (Denslow, 1980, 1987).

Atualmente, os estudos sobre dinâmica de comunidades arbóreas, nas florestas neotropicais, são escassos, e a maioria dos já publicados foram realizados em regiões florestais extensas e relativamente bem preservadas. Os poucos estudos desta natureza, ao sul da região Amazônica, até o momento, foram realizados em florestas de galeria do Brasil Central, por Felfili (1995a,b), e em fragmentos de floresta semidecídua, por Oliveira-Filho et al. (1997a).

O atual estudo foi realizado com o intuito de incrementar o conhecimento acerca das variações espaciais e temporais, ocorrentes na estrutura e dinâmica de uma comunidade arbórea e de bambus. Foi utilizado, como fonte de dados, o mesmo fragmento de floresta semidecídua, estudado por Oliveira-Filho et al. (1994c), onde os autores avaliaram o efeito dos regimes de inundação e dos bambus, na fisionomia e estrutura da comunidade arbórea. Foi realizado em 1998, um segundo levantamento no mesmo bloco amostral do estudo, feito por estes autores; com o propósito de descrever os processos dinâmicos, para responder às seguintes perguntas:

- 1- Existem diferenças nos processos dinâmicos entre os setores topográficos do bloco amostral estudado?
- 2- Qual é o efeito do regime de inundação na dinâmica da comunidade arbórea dos setores aluviais?
- 3- A população de *Merostachys fistulosa* interfere nos padrões dinâmicos da comunidade arbórea dos setores de encosta?

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Dinâmica de florestas tropicais

As comunidades florestais são dinâmicas, ocorrendo mudanças continuamente ao nível individual e populacional, ao longo do tempo. Neste contexto, existe um grande debate sobre as teorias de equilíbrio e não equilíbrio em florestas tropicais. De acordo com Hubbell e Foster (1987, 1990b), comunidades equilibradas são estáveis, em relação ao conjunto de suas espécies e tendem a retornar ao estado original, se passarem por um determinado distúrbio. No outro extremo, o não equilíbrio se refere à comunidades que carecem de tal estabilidade, em que as mudanças constantes, na composição de espécies, são resultantes de eventos históricos e biogeográficos.

Alguns autores consideram que as florestas naturais e não perturbadas são auto-sustentáveis, através do balanço entre os processos de mortalidade, crescimento e regeneração, mantendo o equilíbrio dinâmico e estável (Swaine, Lieberman e Putz, 1987; Felfili, 1995a). Hartshorn (1980) denomina estas comunidades vegetais como sendo comunidades “clímaxes”, o que não implica que estas florestas sejam estáticas. Em tais florestas, o constante e seletivo recrutamento e crescimento dos indivíduos do numeroso banco de imaturos ocupam os espaços deixados pela mortalidade, promovendo uma distribuição típica de tamanhos. Neste contexto, as comunidades florestais mantêm um declínio aproximadamente logarítmico, no número de árvores, das menores para as maiores classes de tamanho (Swaine, Hall e Alexander, 1987; Swaine, 1990; Lieberman et al., 1990; Hubbell e Foster, 1990a). Esse equilíbrio observado entre mortalidade, recrutamento e crescimento permite afirmar que florestas tropicais, em seu processo dinâmico, se limitam a repor o material perdido por morte ou queda natural. Resta saber até que ponto essa reposição quantitativa é

acompanhada por uma reposição florística e, portanto, qualitativa (Jardim, 1990).

A mortalidade de plântulas pode se aproximar de 100% no primeiro ano (Lieberman e Lieberman, 1987), e aquelas que sobrevivem por mais tempo, estão sujeitas a várias intervenções no ambiente, que podem levá-las à morte. Assim, populações de plântulas são efêmeras e altamente variáveis, num curto período de tempo (Swaine, 1990). Através dessa idéia, Vanclay (1994) salienta que, de maneira geral, estudos de comunidades arbóreas, que envolvam mensuração de indivíduos com classes diamétricas maiores, são melhores para se obter informações mais precisas sobre as taxas de renovação de florestas tropicais.

A mortalidade de árvores tem recebido mais atenção do que antes, pois desempenha um papel ecológico importante, tal como o incremento de receitas de carbono e nutrientes, abrigos para animais, e microclimas especiais para o estabelecimento e crescimento de novas espécies arbóreas, mantendo assim a diversidade vegetal nos ecossistemas florestais (Carey et al., 1994).

De acordo com Carey et al. (1994) e Korning e Balslev (1994b), a mortalidade de árvores deve-se a uma combinação de fatores, tais como envelhecimento, patógenos específicos, doenças, competição e eventos catastróficos (terremotos, vulcões, furacões, fogo, etc). Para que isto ocorra, fatores externos podem atuar, como topografia, condições edáficas, secas e regimes de inundação, além da estrutura e composição de espécies no ambiente florestal (Vanclay, 1994; Lugo e Scatena, 1996). Fatores internos podem afetar a queda de árvores ou ramos e, de maneira geral, estão relacionados ao ataque de fungos, infestações de insetos ou outras doenças (van der Meer e Bongers, 1996; Lugo e Scatena, 1996). Felfili (1995a), dividindo as taxas de mortalidade em classes de diâmetro, observou que a mortalidade foi maior nas menores e

maiores classes, e atribuiu este fato à competição entre as árvores pequenas e à senescência dos indivíduos de maior porte.

O modo da queda de uma árvore (arrancada ou quebrada) pode indicar qual fator externo causou a morte da mesma. O seu arrancamento está geralmente associado com perdas de solo, enquanto a quebra pode ser resultante de agentes, tais como raios ou o maior peso da copa de uma árvore provocado pela água das chuvas (Brokaw, 1985 *apud* van der Meer e Bongers, 1996). Outro fator que pode proporcionar a queda de uma árvore é a sua proximidade com clareiras. A formação de clareiras pode tirar o equilíbrio e a sustentação das árvores circundantes, aumentando a chance de estas virem a cair num futuro próximo (Hartshorn, 1980; van der Meer e Bongers, 1996; Putz e Milton, 1996). De qualquer forma, raramente consegue-se observar a queda natural de uma árvore em uma floresta, além do que, as causas da queda de árvores ou de seus ramos são complexas e muito pouco compreendidas, em condições naturais (Swaine, Lieberman e Putz, 1987; van der Meer e Bongers, 1996). Poucos estudos específicos têm sido realizados para se entender melhor as causas de mortalidade. Desta forma, na ausência de dados adequados, a mortalidade de árvores tem sido avaliada por suposições ou decisões subjetivas (Sheil e May, 1996).

Em muitos casos, a queda de árvores ou de seus ramos criam aberturas no dossel da floresta, onde circunstâncias ambientais diferem das condições de uma floresta fechada. Estas novas aberturas, denominadas clareiras, são de grande importância para o ciclo de vida de muitas espécies arbóreas, influenciando no seu estabelecimento, crescimento e reprodução (Denslow, 1980, 1987; Denslow e Hartshorn, 1994; Ramos, 1994), tornando-se um importante instrumento para tentar esclarecer a estrutura e composição da floresta.

Whitmore (1990) argumenta que o dossel de uma floresta passa por um estado de fluxo contínuo, com clareiras aparecendo devido a várias causas. Essas clareiras são colonizadas por plântulas que passam por vários estágios, até chegarem à maturidade. Analisando-se dessa forma a natureza dinâmica de uma floresta, uma clareira consiste de ciclos de crescimento, os quais são arbitrariamente subdivididos em processos contínuos de desenvolvimento, passando pelas fases de construção até a fase madura. Portanto, as florestas tropicais consistem em um mosaico de manchas, em diferentes fases de crescimento. Esses padrões espaciais refletem os processos de manutenção da floresta e são contínuos, ao longo do tempo. Hartshorn (1978) *apud* Hubbell e Foster (1986) fez algumas predições sobre a dinâmica de florestas tropicais, em relação aos regimes de distúrbios de clareiras. Entre outras coisas, argumentou que deveria existir uma relação positiva entre a taxa de rotatividade e a proporção de espécies intolerantes à sombra, que dependem das clareiras para seus sucessos na regeneração.

Essa natureza dinâmica da cobertura florestal proporciona vários nichos de regeneração, nos quais diferentes espécies vieram a se especializar. De maneira geral, as espécies arbóreas de florestas tropicais são classificadas em dois grupos ecológicos: espécies pioneiras e clímax. De acordo com Swaine e Whitmore (1988), a última categoria é subdividida em espécies clímax exigentes de luz e tolerantes à sombra. Este é um modelo simples e de grande importância, pois permite avaliar a dinâmica de populações e a dinâmica de luz em uma floresta (Oldeman, 1990b). Aquelas duas classes são facilmente definidas, com a observação de certas características qualitativas das espécies. No entanto, existe um grande número de espécies dentro dessas classes menos facilmente subclassificadas, pois a variação em termos de necessidade de luz é contínua e nem sempre linear (Whitmore, 1990).

Muitas espécies clímax tolerantes à sombra são capazes de se estabelecer ou de sobreviverem na fase de plântulas, por um longo período de tempo; e se desenvolvem melhor em áreas com um menor grau de perturbação ou pequenas clareiras (Hubbell e Foster, 1986; Whitmore, 1988). Em contrapartida, se existe evidência de fortes impactos bióticos, climáticos ou antrópicos sobre uma floresta, resultando em uma eliminação parcial da cobertura florestal, a proporção de espécies clímax exigentes de luz e pioneiras é maior (Oldeman, 1990a). Dessa forma, a densidade de arvoretas pioneiras e clímax exigentes de luz vem a ser fortemente correlacionada com áreas impactadas.

Para entender os padrões de recrutamento, crescimento e mortalidade arbórea em florestas tropicais, é necessário avaliar a floresta sob as várias condições ambientais (Clark, 1994). Entretanto, a falta de uniformidade nos levantamentos, ao longo do tempo (Sheil, Burslem e Alder, 1995), e de padronização nas identificações botânicas, têm sido os maiores constrangimentos na maioria dos estudos de dinâmica de florestas tropicais. Dessa forma, freqüentemente, não é possível se chegar a conclusões ao nível de comunidades, mas apenas para seletos grupos de árvores e para algumas poucas espécies (Felfili, 1995a).

2.2 Regimes de inundação em florestas tropicais

Em florestas tropicais, nas regiões mais baixas e sob influência de cursos d'água, a drenagem do solo é comumente deficiente, devido à saturação hídrica, que ocorre de forma mais ou menos sazonal. Essas regiões são conhecidas como áreas aluviais, quando sofrem interferência direta do curso d'água adjacente. As regiões anualmente alagáveis dos rios amazônicos, por exemplo, proporcionam o desenvolvimento de bioritmos anuais que podem desempenhar papéis

similares aos regimes de luz e temperaturas das latitudes mais altas, ou até mesmo às estações secas dos subtropicais (Junk, 1990). No entanto, Salo et al. (1986) afirmam que o distúrbio de um rio, em uma comunidade florestal ripária, é muito mais severo do que o distúrbio proporcionado pela queda de uma árvore. Além disso, a sucessão em regiões aluviais ocorre em longas faixas contínuas, mostrando uma distribuição espacial drasticamente diferente da distribuição pontual de clareiras, no interior da floresta.

Devido à intensidade e à frequência dos distúrbios aluviais, a comunidade biótica se mantém em constante instabilidade e reorganização; assim, o estabelecimento, o crescimento e a reprodução das espécies vegetais em ambientes periodicamente alagados são, em algum momento, fortemente influenciadas pelo nível da água (Salo e Räsänen, 1990); sendo que as chances de estabelecimento aumentam com a idade (Siebel e Blom, 1998). Portanto, muitos vegetais são dependentes da queda do nível da água do alagamento, para promoverem o recrutamento (van der Valk, 1981).

Em condições de cheias severas e irregulares, as espécies arbóreas com crescimento rápido (pioneiras e clímax exigentes de luz) são mais adaptadas ao estabelecimento do que as demais (Hartshorn, 1990; Metzger, Bernacci e Goldenberg, 1997), porém, não suportam o alagamento durante todo o ano, sendo o seu crescimento prejudicado nestes períodos (Siebel e Blom, 1998). Outras plantas bem adaptadas a esse meio são as de hábito herbáceo. Por exemplo, boa parte das espécies de gramíneas, que possuem grande resistência estrutural e maior plasticidade em condições ambientais adversas, são adaptadas aos ambientes alagáveis (Roberts e Ludwig, 1991), auxiliadas ainda pela maior incidência luminosa nesses locais.

Com relação à riqueza de espécies, Poorter e Bongers (1993) afirmam que nas áreas aluviais, esta pode variar bastante. Por exemplo, onde a deposição de sedimentos é mais intensa, as raízes das árvores são completamente

encobertas por grandes camadas de minúsculos sedimentos e sofrem hipoxia, durante a estação seca. Portanto, altas taxas de sedimentação ocasionam fortes distúrbios que podem limitar o crescimento arbóreo, resultando em baixa diversidade de espécies (Junk, 1990). Duivenvoorden (1996) também constatou que uma menor riqueza de espécies em locais sujeitos ao alagamento, na Amazônia Colombiana, é proveniente de diferentes graus de hostilidade do ambiente, vinculados, por exemplo, ao estresse hídrico e às baixas concentrações de nutrientes no solo. Por outro lado, Junk (1990) menciona que as regiões aluviais das florestas da Amazônia possuem um número muito maior de espécies arbóreas, podendo variar de 400 a 500 espécies; e essa grande diversidade de espécies pode ser atribuída a 3 fatores: 1- a grande diversidade de habitats, causada e mantida pela dinâmica dos rios, a qual permite a coexistência de um grande número de espécies; 2- a existência de regiões alagadas sob clima tropical, durante longos períodos geológicos, o que permitiu uma abundante especiação; 3- a previsibilidade das cheias, a qual favorece a evolução das adaptações.

Os gêneros arbóreos *Salix* (Salicaceae) e *Inga* (Legum./Mimosoideae) são comumente encontrados nas florestas aluviais dos neotrópicos (Poorter e Bongers, 1993) e possuem algumas adaptações morfológicas, fisiológicas e ecológicas, que lhes permitem ocupar estes habitats. Junk (1990) constatou que indivíduos de *Salix humboldtiana* toleram grandes deposições de sedimentos ocasionadas pelas cheias, emitindo raízes laterais próximas da superfície do solo, e são capazes de satisfazer os requerimentos de energia anaerobicamente, produzindo e acumulando malato e etanol, os quais são metabolizados no início da estação seca. Já a interação entre o nível da água e o momento da dispersão de sementes de espécies de *Salix*, é o passo crucial que determina o sucesso da germinação e o estabelecimento de seus indivíduos nas regiões aluviais (van Splunder et al., 1995). O gênero *Inga* também é particularmente abundante nos

habitats ribeirinhos, para os quais apresentam várias adaptações fisiológicas e reprodutivas; e a espécie *Inga vera*, em particular, é uma das mais amplamente distribuídas ao longo dos rios da região neotropical (Oliveira-Filho et al., 1997b; Pennington, 1998)

Considerando a comumente baixa densidade arbórea e a predominância de espécies pioneiras e exigentes de luz nesses ambientes aluviais, em Madre de Deus de Minas (Oliveira-Filho et al, 1994c), o presente estudo lança a hipótese de que os regimes de distúrbio proporcionados pela variação do nível do rio, ao longo do ano, na área aluvial, influenciariam a dinâmica da comunidade arbórea, promovendo taxas de mortalidade, recrutamento, crescimento e rotatividade mais altas que nos setores não inundáveis da floresta.

2.3 Bambus florestais

Bambusoideae é uma das cinco subfamílias das gramíneas (Soderstrom e Calderón, 1979a). Seus representantes podem ser caracterizados, por possuírem colmos lenhosos e ramificação complexa, um rígido e robusto sistema de rizomas e novos brotos recobertos por folhas especializadas (Soderstrom e Calderón, 1974; Londoño, 1990).

Os bambus são considerados as espécies mais complexas entre as gramíneas, devido às suas estruturas vegetativas. Podem ser lenhosos ou herbáceos e com tamanhos que variam de 5 a 30 metros de altura (Soderstrom e Calderón, 1974, 1979a; Londoño, 1990).

A subfamília Bambusoideae possui cerca de 100 gêneros e em torno de 1000 espécies. No Novo Mundo, existem 41 gêneros e cerca de 450 espécies, que se distribuem desde o norte do México até o Chile, sendo que o Brasil é o país com maior riqueza, reunindo 81% dos gêneros (Londoño, 1990). Fotografias aéreas feitas pelo projeto RADAM, mostraram que existem grandes

extensões de florestas brasileiras compostas de bambus. No entanto, os gêneros e espécies de bambus brasileiros são ainda pouco conhecidos (Soderstrom e Calderón, 1979b).

Os bambus são amplamente distribuídos em todo o planeta, ocorrendo naturalmente em todos os continentes, exceto na Europa. Algumas espécies são encontradas em latitudes de até 46° norte e 47° sul, podendo ocorrer em altitudes acima de 4000 metros. Preferem ambientes úmidos, como os encontrados em florestas tropicais e subtropicais; no entanto, podem também se desenvolver em regiões secas (Soderstrom e Calderón, 1974; 1979a,b). Nas florestas tropicais, os bambus parecem ser o maior e mais bem sucedido grupo de gramíneas (Sendulsky, 1997).

Muitas espécies de bambus, especialmente os lenhosos, possuem ciclos de vida diferentes da grande maioria das espécies vegetais perenes e, por isso, exercem um papel expressivo na dinâmica florestal (Veblen, 1982; Young, 1991). Contudo, estudos que relacionam as interações ocorrentes entre bambus e a vegetação arbustivo-arbórea, em florestas, ainda são muito escassos.

Em uma floresta tropical no Peru, Young (1991) estudou os possíveis impactos de *Chusquea* sp. sobre as espécies arbóreas e arbustivas, ocorrentes em florestas tropicais, e constatou que a presença desse bambu, dominante no estrato inferior da floresta, não afetou a mortalidade, composição e regeneração das mesmas. No entanto, esse estudo é exclusivo, se comparado a outros achados. Alguns autores acreditam que, uma vez estabelecidos, os bambus florestais podem restringir a regeneração de espécies arbóreas, tanto em florestas tropicais (Oliveira-Filho et al., 1994c; Carvalho, 1997), quanto temperadas (Veblen, 1982). Segundo Oliveira-Filho et al. (1994c), *Merostachys fistulosa* alterou profundamente a fisionomia e estrutura da floresta semidecídua, objeto deste estudo. Durante a fase vegetativa dos bambus florestais, o crescimento de outras espécies é dificultado, sendo que o recrutamento dessas é favorecido nos

anos seguintes à floração e morte desses bambus monocárpicos (Franklin et al., 1979).

Bambus também podem interferir efetivamente no estabelecimento de indivíduos arbóreos, devido ao seu rápido crescimento e intensa biomassa (Veblen, 1982). Filgueiras (1988b) afirma que a biomassa deixada naturalmente pelos bambus, após a sua morte, eventualmente, irá se decompor e surgirão clareiras que serão imediatamente ocupadas por espécies pioneiras. Conseqüentemente, a composição florística e estrutura da comunidade florestal passarão por mudanças, em um espaço de tempo razoavelmente curto. Em florestas temperadas do Chile, o acúmulo de litter de *Chusquea culeou* no solo da floresta e os efeitos deletérios nas propriedades do solo, ocasionados pela pobreza de nutrientes desse litter, podem também retardar o estabelecimento e o crescimento das espécies arbóreas (Veblen, 1982).

A espécie exigente de luz (*Nothofagus* sp.) foi a única afetada por bambus, em florestas de latitude média, no Chile (Veblen, 1982). Da mesma forma, Young (1991) sugere que, em florestas tropicais ricas em espécies e com presença de bambus, o impedimento da regeneração deveria se limitar às espécies arbóreas exigentes de luz, que crescem junto aos bambus, pois necessitam de aberturas no dossel das florestas.

O nome *Merostachys* vem do grego *meros*, parcial ou incompleto, e *stachys*, espiga, fazendo referência ao perfil unilateral da inflorescência (McClure, 1973 *apud* Sendulsky, 1995). De acordo com Filgueiras (1988a), o gênero *Merostachys*, conhecido vulgarmente como taquara, apresenta mais de 20 espécies distribuídas ao longo do território nacional. No entanto, existe um grupo de aproximadamente 10 espécies que são difíceis de se distinguir umas das outras, e que não podem ser agregadas em um único nome, como tem sido o caso (Sendulsky, 1995).

Merostachys é um gênero monocárpico sincrônico que floresce, frutifica e morre em intervalos de aproximadamente 32 anos (Pereira, 1941; Oliveira-Filho et al., 1994c; Sendulsky, 1995). É interessante ressaltar que a invasão de ratos em propriedades rurais está intimamente relacionada com a frutificação de taquarais, formados por bambus do gênero *Merostachys* (Giovannoni et al., 1946). Isto já foi observado durante o período reprodutivo de *M. fistulosa* na região sul do Brasil (Pereira, 1941), onde a população de ratos aumentou rapidamente, associada à dispersão dos frutos, trazendo problemas sérios para a população rural local. Assim como em muitas outras gramíneas, os bambus produzem sementes altamente palatáveis para vários animais, tais como galináceos, roedores, cervídeos e porcos selvagens (Janzen, 1976).

Devido ao elevado nível de agregação e porte dos colmos de *Merostachys fistulosa*, na comunidade arbórea em Madre de Deus de Minas, no presente estudo, esperou-se encontrar um processo dinâmico instável, ocasionado, principalmente, pelo baixo recrutamento das espécies arbóreas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em um fragmento florestal, com uma área de aproximadamente 20 hectares e localizado às margens do Rio Grande, na fazenda Patrimônio, município de Madre de Deus de Minas, sul do estado de Minas Gerais (FIGURA 1). O fragmento encontra-se a uma altitude que varia de 900 a 960 m e sua posição geográfica é determinada pelas coordenadas 21° 29' 22" S e 44° 22' 35" W. A área está situada a cerca de 50 km ao nordeste da nascente do Rio Grande, na Serra da Mantiqueira.

Segundo o sistema de classificação do IBGE (1991), o fragmento florestal pode ser dividido em três categorias: 1- **vegetação com influência fluvial** (comunidades aluviais), no leito aluvial sujeito à inundação sazonal, devido às cheias do rio; 2- **floresta estacional semidecidual aluvial**, que se encontra adjacente às áreas inundáveis, sendo ocasionalmente atingida por cheias excepcionais; 3- **floresta estacional semidecidual montana**, que se localiza na encosta do morro, portanto sem nenhuma interferência das cheias. A título de simplificação, convencionou-se chamar toda a comunidade vegetal estudada, de floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas.

Embora a região se localize nos trópicos, seu clima é, devido à altitude, do tipo Cwb, segundo a classificação de Köppen, ou seja, temperado com verão ameno e inverno seco (Oliveira-Filho et al., 1994c). De acordo com os dados coletados na Estação Meteorológica de Lavras, a temperatura média anual é de 19,6 °C, com mínimas atingindo em média 16,0 °C, no mês de julho e máximas, 21,8 °C, no mês de janeiro. A precipitação média anual é de 1517 mm, sendo que 93% das chuvas ocorrem entre os meses de outubro e abril (Oliveira-Filho et al., 1994c).

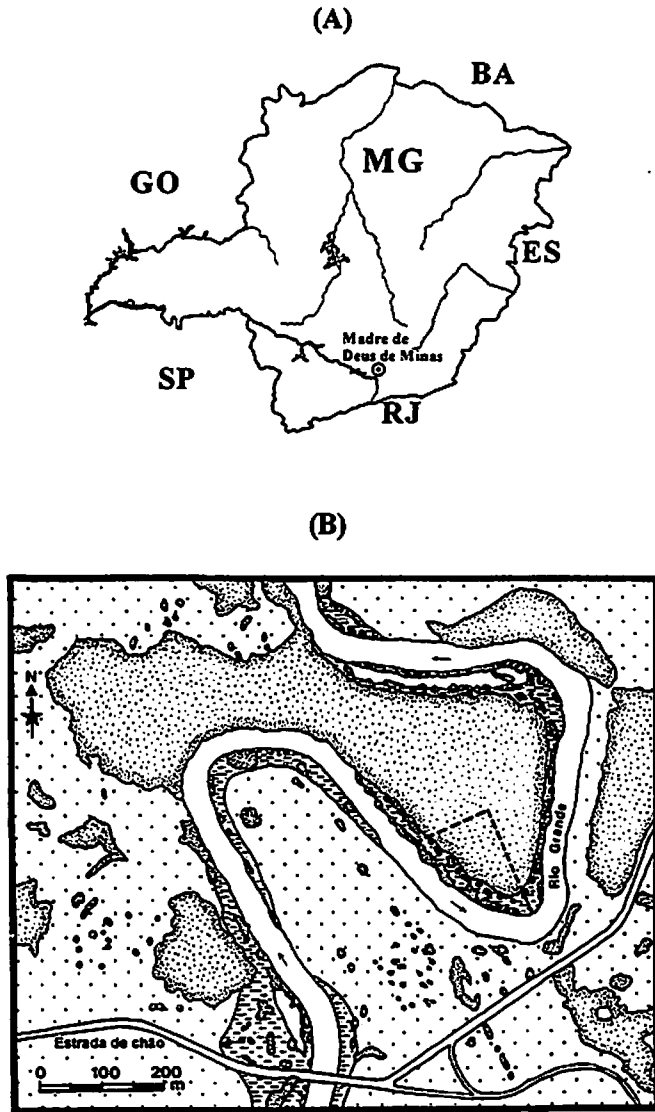


FIGURA 1. Localização do município de Madre de Deus de Minas no estado de Minas Gerais (A), e a localização da área de estudos (B), de 1,597 hectares, em linha pontilhada, no interior do fragmento de floresta semidecídua (pontilhados densos), da Fazenda Patrimônio. Os pontos esparsos são áreas de pastagem e os traços horizontais são áreas sazonalmente inundadas. Adaptado de Oliveira-Filho et al., 1994c.

A topografia do local é acidentada, com morros circulares, sendo que o bloco amostral possui uma declividade de aproximadamente 12° na área de encosta (FIGURA 2-A), sendo, portanto, uma inclinação considerada forte (Galetti, 1989). Ao longo do rio, existem áreas sujeitas ao alagamento sazonal, cuja duração pode variar de acordo com a intensidade das chuvas. Essas áreas se encontram na parte interna da curva do rio e têm altas taxas de acréscimo de sedimentos, durante as inundações. Sua vegetação é aberta e predominam as espécies arbóreas *Salix humboldtiana* e *Inga vera*, junto com uma cobertura herbácea dominada pela gramínea *Paspalum plenum*, que pode atingir cerca de 1,70 m de altura.

Na transição entre os setores alagáveis e não alagáveis da floresta, predominam as espécies arbóreas *Actinostemon concolor*, *Eugenia florida* e *E. neomyrtifolia*. Acima do aluvião, a floresta estende-se pela encosta, e seu dossel superior é formado por árvores com mais de 20 m de altura, onde predominam as espécies arbóreas *Xylopia brasiliensis*, *Cryptocarya aschersoniana*, *Platycyamus regnelli* e *Myrcia multiflora* (Gavilanes et al., 1992). Uma larga faixa de colmos de *Merostachys fistulosa* ocupa o estrato inferior da floresta, principalmente na meia encosta, onde são encontrados em consideráveis densidades, marcando de forma expressiva sua fisionomia. Na incerteza sobre a identidade do bambu que ocorre na área de estudos, Oliveira-Filho et al. (1994c) adotaram provisoriamente o epíteto *M. neesii*, até a identificação definitiva pela especialista Dra. Tatiana Sendulsky, como *M. fistulosa*. Isto só foi possível, após o florescimento da população, em 1998.

De acordo com o sistema brasileiro de classificação de solos, os solos se classificam como Aluviais mesotróficos, na parte inundável da floresta, com maiores concentrações de potássio, cálcio e magnésio; enquanto as áreas de encosta são compostas por Latossolos Vermelho-Amarelo (câmbico). A textura

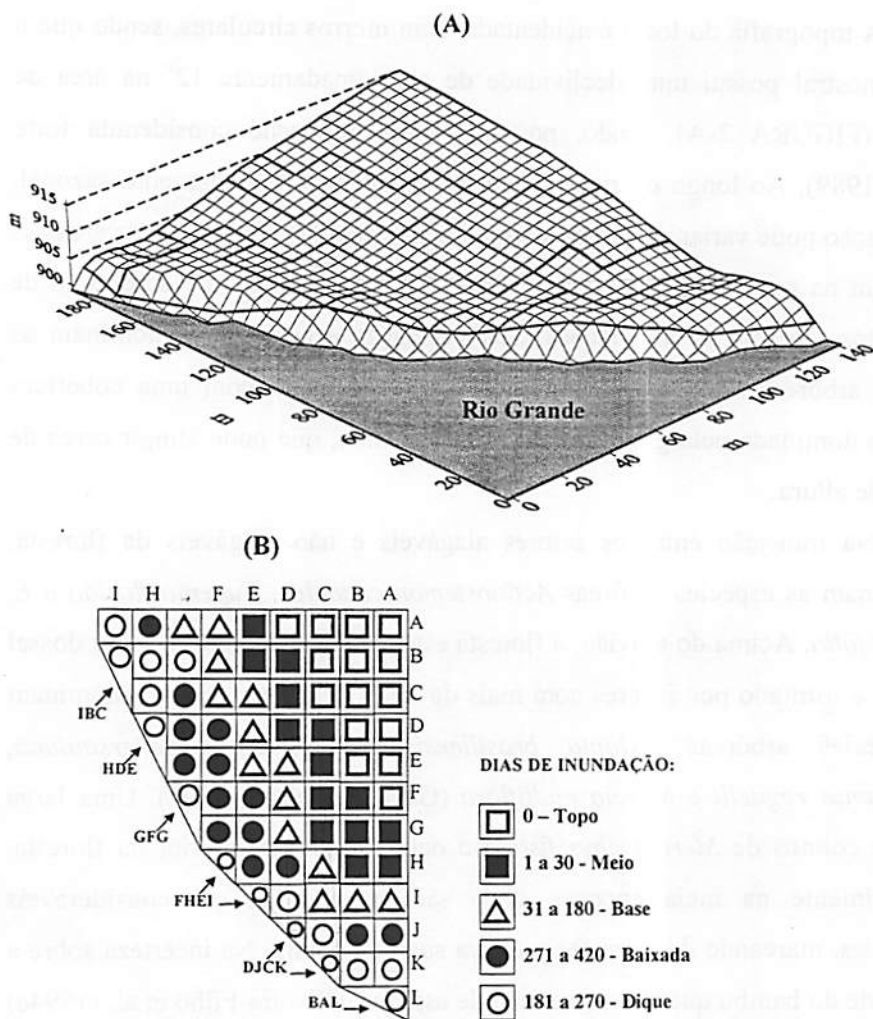


FIGURA 2. (A) Bloco amostral de 1,597 hectares, estabelecido no fragmento de floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, indicando os cinco setores topográficos em traços escuros. (B) Os cinco setores e 71 parcelas de 225 m², distribuídos de acordo com o número de dias em que cada parcela permaneceu inundada, ao longo de dois anos (Oliveira-Filho et al., 1994c). O nome de cada parcela corresponde à combinação das letras, que aparecem nas colunas e linhas do bloco.

é média e a fertilidade (expressa pela soma de bases), média a baixa (Oliveira-Filho et al., 1994c).

Não existem evidências de forte interferência humana no interior do fragmento florestal, com exceção de pequenas trilhas formadas por pescadores e moradores da região. Observações pessoais, indicam que o gado, esporadicamente, atravessa algumas porções da floresta, formando trilhas pouco nítidas.

3.2 Marcação e subdivisão do bloco amostral

No ano de 1991, foi demarcado um único bloco amostral, no interior do fragmento florestal que se estendia desde a área de inundação até locais mais inclinados do morro (Oliveira-Filho et al., 1994c). O bloco tinha o formato similar a um triângulo com dois vértices, saindo da margem do rio e o terceiro, situado no topo do morro (FIGURA 1); e possuía uma área de 1,597 hectares, composta de 71 parcelas de 225 m². 65 destas parcelas eram quadrados de 15 × 15 m e as demais possuíam um formato diferente para ajustar às margens do rio; quatro parcelas em forma de triângulo com 30 × 15 × 38,5 m, e outras duas, compostas por dois triângulos de 15 × 15 × 21,2 m (FIGURA 2).

Durante o primeiro levantamento da comunidade arbórea em 1992 (Oliveira-Filho et al., 1994c), foi realizado um levantamento topográfico plani-altimétrico do bloco amostral. Além disso, por um período de 2 anos (julho de 1990 a junho de 1992), foi registrada, com o auxílio de uma vara graduada, a altura do nível do rio, no bloco amostral e as medidas foram feitas sempre no décimo e vigésimo dias de cada mês. Através da projeção das medidas do nível do rio, no mapa plani-altimétrico, foi calculado o número de dias de inundação no centro de cada parcela (FIGURA 2-B), possibilitando subdividir toda a unidade amostral em cinco setores topográficos (Oliveira-Filho et al., 1994c),

que foram reutilizados no atual estudo, para possibilitar uma melhor análise dos dados encontrados.

Os setores Topo, Meio e Base encontram-se na encosta, em áreas de declividade mais acentuada, apresentando portanto, melhor drenagem. O Topo não é atingido pelas inundações, mas cheias mais pronunciadas podem, ocasionalmente, alcançar as parcelas do Meio e da Base. Este último setor apresenta uma transição brusca entre as áreas de encosta que possuem maior densidade arbórea e, portanto, maior biomassa; e o aluvião com árvores mais esparsas, entre as quais forma-se uma densa “parede de folhas”, que se estende do dossel ao solo. Os setores Dique e Baixada, que compõem o leito aluvial, são áreas sazonalmente afetadas pelas cheias do rio, sendo que uma estreita, mas contínua saliência, o Dique, acompanha a margem do rio seguido de depressões internas, que formam a Baixada.

3.3 Os dois levantamentos da comunidade arbórea e dos bambus

De maio de 1991 a fevereiro de 1992, todos os indivíduos arbóreos, com diâmetro a altura do solo (DAS) ≥ 5 cm, encontrados dentro das 71 parcelas, foram numerados com etiquetas de alumínio, identificados e medidos. A altura foi estimada com o auxílio de uma vara graduada e a circunferência à altura do solo (CAS) foi medida com fita métrica. Para cada parcela, foi contado o número de colmos vivos de *Merostachys fistulosa*. Foram medidas aleatoriamente as circunferências de 100 colmos, obtendo-se um diâmetro médio de $3,17 \pm 0,32$ cm, que foi usado para estimar a área basal dessa espécie, em cada parcela (Oliveira-Filho et al., 1994c).

O segundo levantamento foi realizado nas mesmas 71 parcelas, após seis anos e cinco meses, ou seja, 6,42 anos de intervalo entre as datas centrais dos dois levantamentos. Através de uma ficha de campo, foram registrados

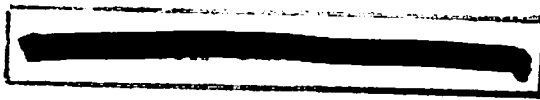
novamente todos os indivíduos sobreviventes, medindo-se o CAS de cada um. Foram anotadas ainda, as árvores mortas amostradas como vivas, no primeiro levantamento; porém, sem medição de CAS. As árvores mortas foram classificadas em quatro categorias: 1- mortas em pé; 2- mortas com o tronco quebrado; 3- mortas com o tronco arrancado do solo, desde sua base; 4- mortas sem deixar vestígios (não encontrada). Os recrutas, ou seja, indivíduos que atingiram DAS ≥ 5 cm, no segundo inventário, foram medidos (CAS e altura) e etiquetados com placas de alumínio numeradas. Os recrutas foram coletados para posterior identificação e alguns espécimes foram incorporados ao herbário ESAL (UFLA). Foi contado novamente o número de colmos do bambu, para avaliar as variações na sua densidade, no intervalo de amostragem.

3.4 Análise dos dados de dinâmica

Foram calculadas as taxas médias anuais de mortalidade, recrutamento/acréscimo, crescimento e rotatividade, para toda a comunidade arbórea do bloco amostral, de cada um de seus cinco setores topográficos e de cada uma das 71 parcelas; e para cada espécie, em separado. Para as taxas de mortalidade e recrutamento/acréscimo, empregou-se o modelo logarítmico, baseado no trabalho de Korning e Balslev (1994a):

$$\textcircled{1} \quad r = (C_t / C_0)^{1/t} - 1,$$

onde r significa a taxa média anual de recrutamento/acréscimo ($r > 0$) ou de mortalidade ($r < 0$), t é o intervalo de tempo decorrido em anos entre as duas amostragens, C_0 é o tamanho da população no primeiro levantamento e C_t é o tamanho da população após t anos.



As taxas de mortalidade foram calculadas, tanto com base no número de indivíduos, como na área basal das árvores encontradas mortas, no segundo levantamento. A taxa de recrutamento foi calculada através do número de indivíduos arbóreos inseridos no segundo levantamento, enquanto a taxa de acréscimo (taxa de ingrowth) considera a área basal desses indivíduos mais o incremento em área basal das árvores sobreviventes reamostradas. As taxas de crescimento em diâmetro, de 1992 a 1998, também foram calculadas para cada uma das 71 parcelas, usando o modelo logarítmico (equação 1).

As taxas médias anuais de rotatividade (turnover) foram calculadas através da média dos valores absolutos das taxas de mortalidade e recrutamento, para número de indivíduos, e através da média dos valores absolutos das taxas de mortalidade e acréscimo, para área basal.

Com base nas taxas de mortalidade, recrutamento e acréscimo, foram obtidos os valores, em anos, de meia-vida ($t_{1/2}$) e tempo de duplicação (t_2), ou seja, o tempo necessário para a comunidade vegetal reduzir o seu tamanho pela metade, mantendo-se as taxas de mortalidade encontradas; e o tempo gasto para a comunidade dobrar o seu tamanho, mantendo-se as taxas de recrutamento (em número de indivíduos) e acréscimo (em área basal), respectivamente.

Para calcular a meia-vida e o tempo de duplicação da comunidade vegetal, foram usadas as seguintes fórmulas:

$$\textcircled{2} \quad t_{1/2} = \ln(0,5) / \ln(1 + r)$$

$$\textcircled{3} \quad t_2 = \ln(2) / \ln(1 + r)$$

Com base nesses valores, foram calculadas ainda a rotatividade em anos, pelas médias do tempo de duplicação e meia-vida, e a estabilidade em anos através das diferenças absolutas entre eles (Korning e Balslev, 1994a). Vale

salientar que “taxa média anual de rotatividade” e “rotatividade em anos”, são expressos em % anos⁻¹ e anos, respectivamente.

As taxas médias anuais de alteração no número de colmos de *Merostachys fistulosa* também foram calculadas, de acordo com a equação 1.

Mortalidade, imigração (ingrowth) e emigração (outgrowth) expressas em número de indivíduos, foram calculadas para diferentes classes de diâmetro nos cinco setores, em separado. Quando se trata de classes de diâmetro, imigração e emigração refere-se ao número de árvores que entram para ou saem de certa classe diamétrica, respectivamente, no intervalo entre os dois levantamentos. As classes de diâmetro utilizadas foram: 5 a 9, 9 a 17, 17 a 33, 33 a 65, 65 a 80 e > 80, seguindo os intervalos crescentes propostos por Oliveira-Filho et al. (1999), para florestas semidecíduas de Minas Gerais.

3.5 Classificação das espécies

Com o intuito de obter informações sobre os padrões estruturais e dinâmicos das 123 espécies ocorrentes nos dois levantamentos, estas foram classificadas em grupos ecológicos e porte arbóreo, calculando-se ainda o IVC (densidade relativa + área basal relativa) de cada uma. A classificação, segundo o grupo ecológico e porte alcançado pelos indivíduos adultos, foi baseada no sistema de Swaine e Whitmore (1988), o qual consiste em dois grupos principais, espécies pioneiras e clímax, dependendo das exigências luminosas requeridas para o estabelecimento dos imaturos. O grupo de espécies clímax possui um contínuo de radiação solar requerida pelas plantas, para manter o seu banco de plântulas, sendo as “exigentes de luz” e as “tolerantes à sombra” consideradas como extremos desse contínuo. Quanto ao porte na maturidade, foram utilizadas as categorias: árvore grande, > 17,5 m; árvore média, 8-17,5 m e árvore pequena, < 8 m. Os critérios usados para atribuir o grupo ecológico e

porte mais adequados para cada espécie, foram baseados em observações de campo e comparações com as classificações ecológicas, apresentadas em trabalhos dessa natureza (Vilela et al., 1993; Oliveira-Filho et al., 1994a,b,c; Gandolfi et al., 1995; Oliveira-Filho et al., 1997a,b).

3.6 Análise estatística

Testes de qui-quadrado (Zar, 1996) foram empregados, com o intuito de verificar diferenças na distribuição de frequência dos indivíduos arbóreos, por classe diamétrica entre 1992 e 1998; na mortalidade, imigração e emigração, em número de indivíduos; entre as classes diamétricas de cada um dos cinco setores topográficos; nas taxas de mortalidade e recrutamento, entre os grupos ecológicos e porte arbóreo, e nos padrões de mortalidade por classe diamétrica e por setores topográficos, aplicando-se tabela de contingência para o último caso.

Para avaliar diferenças nos parâmetros de dinâmica entre os cinco setores topográficos do bloco amostral, foram feitos o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis de comparação entre grupos e o teste de comparação entre medianas de Mood (Zar, 1996), através do programa MINITAB for Windows. Os parâmetros de dinâmica comparados entre os setores, foram os valores por parcela das taxas médias anuais de mortalidade, recrutamento e rotatividade, para número de indivíduos, e de mortalidade, acréscimo e rotatividade, para área basal. Nos setores onde o teste de Kruskal-Wallis não foi significativo, não se utilizou o teste de Mood. Os valores de mediana, quartis superior e inferior, máximo e mínimo foram plotados em gráficos de caixa (box-plots), para cada uma dessas taxas, em cada um dos cinco setores topográficos.

Foram realizadas análises de correlação, empregando-se modelos polinomiais e procedimento "setpwise" (Zar, 1996), com auxílio do programa MINITAB for Windows, com o intuito de analisar as relações entre as taxas de

crescimento dos sobreviventes, de recrutamento e de mortalidade, e a densidade de colmos de bambu, em cada parcela onde houve sua presença, bem como as relações entre as taxas médias anuais de alteração da densidade de bambus, entre os dois levantamentos e a área basal das árvores sobreviventes. Quando os resultados foram significativos, a curva ajustada foi acrescentada nos diagramas de dispersão para fins ilustrativos.

4 RESULTADOS

4.1 Dinâmica da comunidade

A TABELA 1 resume os resultados gerais dos levantamentos de 1992 e 1998, para a comunidade arbórea, como um todo, e para os cinco setores topográficos. Houve um decréscimo líquido de duas espécies no período, sendo que os setores de encosta tiveram redução e os setores aluviais aumentaram o número de espécies. A densidade de árvores diminuiu na comunidade como um

TABELA 1. Características gerais da comunidade arbórea, da floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, entre os levantamentos de 1992 e 1998. Os valores são apresentados para todo o bloco amostral (total) e para cada um dos cinco setores topográficos.

	SETORES					
	TOTAL	Topo	Meio	Base	Baixada	Dique
Unidade amostral						
Número de parcelas (225 m ²)	71	15	14	14	14	14
Área em hectares	1,597	0,337	0,315	0,315	0,315	0,315
Dados gerais						
Número de espécies em 1992	117	76	62	87	2	7
Número de espécies em 1998	115	75	59	82	3	8
Perda de espécies, 1992-98	8	4	4	9	0	2
Ganho de espécies, 1992-98	6	3	1	4	1	3
Densidade arbórea em 1992 (ha ⁻¹)	1222,3	1958,4	1362,0	2060,3	374,6	304,8
Densidade arbórea em 1998 (ha ⁻¹)	1088,3	1830,9	1082,5	1831,7	346,0	298,4
Diferença na densidade, 1992-98 (%)	-10,96	-6,51	-20,52	-11,10	-7,63	-2,10
Área basal em 1992 (m ² ha ⁻¹)	30,82	9,61	7,34	9,14	2,26	2,47
Área basal em 1998 (m ² ha ⁻¹)	41,21	11,87	8,64	11,67	4,55	4,48
Diferença na área basal, 1992-98 (%)	+33,71	+23,50	+17,61	+27,64	+101,59	+81,78
Média dos diâmetros em 1992 (cm)	14,3	14,3	16,0	14,5	17,8	20,7
Média dos diâmetros em 1998 (cm)	17,4	16,5	19,5	16,5	23,1	28,1
Incremento médio em DAS, 1992-98 (cm)	3,29	2,08	2,41	2,81	8,63	11,94

tudo (10,96%) e também em todos os cinco setores topográficos, sendo que a mudança mais expressiva ocorreu no setor Meio (20,52%). Por outro lado, a área basal e a média dos diâmetros aumentaram em todos os setores, sendo estas mudanças mais elevadas nos setores Baixada e Dique, o que gerou um incremento anual em área basal de 12,5 % e 13,9 %, respectivamente.

Os resultados da dinâmica da comunidade, expressa como número de indivíduos com DAS ≥ 5 cm (TABELA 2), indicaram que a taxa média anual de mortalidade excedeu a taxa média anual de recrutamento, para toda a comunidade amostrada e para todos os cinco setores, sendo que a taxa de mortalidade foi significativamente mais baixa e mais elevada para os setores Topo e Meio respectivamente, e a taxa de recrutamento, significativamente mais baixa para o setor Meio, e mais alta para o setor Dique. Dessa forma, a meia-vida foi menor do que o tempo de duplicação para toda comunidade e para os cinco setores, observando-se uma forte discrepância desses achados no setor

TABELA 2. Dinâmica da comunidade arbórea, na floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, durante o período de estudo (1992-98). Os valores são apresentados para toda a comunidade e para cada um dos cinco setores topográficos. Os parâmetros de dinâmica são dados em número de indivíduos e área basal das árvores com DAS ≥ 5 cm e DAS ≥ 10 cm.

	SETORES					
	TOTAL	Topo	Meio	Base	Baixada	Dique
Número de árvores com DAS ≥ 5 cm:						
Número de árvores em 1992	1952	660	429	649	118	96
Número de árvores mortas, 1992-98	346	94	93	125	19	15
Sobreviventes, 1992-98	1606	566	336	524	99	81
Número de recrutas, 1992-98	132	51	5	53	10	13
Número de árvores em 1998	1738	617	341	577	109	94

...continua...

Tabela 2, cont.

	TOTAL	SETORES				
		Topo	Meio	Base	Baixada	Dique
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	-2,99	-2,36	-3,73	-3,28	-2,70	-2,61
χ^2		5,25	4,33	0,95	0,12	0,16
P		<0,025	<0,05	NS	NS	NS
Taxa média de recrutamento (% ano ⁻¹)	1,02	1,17	0,18	1,23	1,28	2,00
χ^2		0,71	18,78	1,55	0,26	4,84
P		NS	<0,001	NS	NS	<0,05
Meia – vida (anos)	22,8	29,0	18,2	20,8	25,4	26,2
Tempo de duplicação (anos)	68,0	59,8	384,1	56,7	54,7	35,1
Rotatividade (anos)	45,4	44,4	201,1	38,7	40,1	30,6
Estabilidade (anos)	45,2	30,8	365,8	35,9	29,4	8,9
Área basal de árvores com DAS ≥ 5 cm						
Área basal total, 1992 (m ²)	49,21	15,35	11,72	14,59	3,61	3,94
Árvores mortas, 1992-98 (m ²)	-5,34	-0,96	-1,31	-2,00	-0,22	-0,85
Recrutas, 1992-98 (m ²)	0,47	0,15	0,03	0,19	0,05	0,05
Crescimento dos sobreviventes (m ²)	21,48	4,43	3,35	5,84	3,38	4,03
Área basal total, 1998 (m ²)	65,81	19,01	13,79	18,63	7,27	7,16
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	-1,77	-1,00	-1,83	-2,26	-0,97	-3,73
Taxa média de acréscimo (% ano ⁻¹)	5,85	3,93	4,02	5,54	12,06	11,70
Meia – vida (anos)	38,7	68,8	37,5	30,3	70,7	18,2
Tempo de duplicação (anos)	12,1	16,9	17,6	12,8	6,1	6,3
Rotatividade (anos)	25,4	42,8	27,5	21,6	38,4	12,3
Estabilidade (anos)	26,7	51,9	19,9	17,4	64,6	11,9
Número de árvores com DAS ≥ 10 cm						
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	-1,85	-1,25	-2,09	-2,22	-1,35	-2,64
Taxa média de recrutamento (% ano ⁻¹)	2,45	1,77	0,76	2,64	6,88	6,62
Meia – vida (anos)	37,1	55,2	32,8	30,9	51,1	25,9
Tempo de duplicação (anos)	28,7	39,5	91,2	26,6	10,4	10,8
Rotatividade (anos)	32,9	47,4	62,0	28,7	30,8	18,4
Estabilidade (anos)	8,6	15,8	58,4	4,3	40,7	15,1
Área basal de árvores com DAS ≥ 10 cm						
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	-1,61	-0,81	-1,63	-2,10	-0,83	-3,80
Taxa média de acréscimo (% ano ⁻¹)	6,34	4,48	4,24	6,00	12,64	12,36
Meia – vida (anos)	42,6	85,7	42,1	32,6	82,9	17,9
Tempo de duplicação (anos)	11,3	15,8	16,7	11,9	5,8	6,0
Rotatividade (anos)	26,9	50,8	29,4	22,3	44,4	11,9
Estabilidade (anos)	31,3	69,9	25,4	20,7	77,1	11,9

Meio, gerando elevados valores de rotatividade e estabilidade, devido à maior taxa de mortalidade e a menor taxa de recrutamento, em relação aos outros quatro setores.

Na dinâmica expressa como área basal dos indivíduos com $DAS \geq 5$ cm, foi observado um pequeno acréscimo por parte dos recrutas, o que é esperado devido a suas dimensões reduzidas. Por outro lado, o crescimento dos sobreviventes ocasionou um expressivo aumento na área basal de toda comunidade e também de todos os cinco setores (TABELA 2). As taxas médias anuais de acréscimo superaram as taxas médias anuais de mortalidade, em todos os cinco setores, gerando valores de tempo de duplicação sempre inferiores aos de meia-vida, ou seja, exatamente o oposto ao observado para o número de indivíduos. As taxas de acréscimo tiveram um aumento marcante, principalmente na Baixada e no Dique; portanto, esses setores proporcionaram um acréscimo substancial em área basal, de seus indivíduos arbóreos.

Ao se considerar apenas os indivíduos arbóreos com $DAS \geq 10$ cm, obteve-se, para número de indivíduos, taxas médias anuais de recrutamento superiores às taxas de mortalidade, para toda a comunidade arbórea amostrada e todos os seus setores, com exceção do Meio (TABELA 2). Esta inversão de valores ocorreu devido ao fato da queda na densidade arbórea estar concentrada nas menores classes de DAS ($\chi^2 = 148,79$; $P \ll 0,001$), principalmente na classe de 5 a 9 cm (TABELAS 3 a 7). Em se tratando de área basal, os valores de meia-vida, tempo de duplicação, rotatividade e estabilidade, praticamente, não se alteraram quando se avaliaram apenas os indivíduos arbóreos com $DAS \geq 10$ cm, em relação aos indivíduos com $DAS \geq 5$ cm (TABELA 2). Isto ocorre, normalmente, porque as árvores menores ($DAS < 10$ cm) contribuem pouco para a dinâmica em área basal.

Avaliando-se a dinâmica de toda a comunidade arbórea distribuída em classes diamétricas, observou-se que 85% da mortalidade e 92,4% do

recrutamento ocorreram na classe de 5 a 9 cm. Para os setores Topo, Meio e Base, a mortalidade foi significativamente mais alta na classe de 5 a 9 cm, do que nas demais classes dos mesmos setores ($\chi^2 = 10,65$; $P < 0,005$ – Topo; $\chi^2 = 20,0$; $P < 0,001$ – Meio; $\chi^2 = 9,0$; $P < 0,005$ – Base). A mortalidade foi

TABELA 3. Dinâmica da comunidade arbórea, por classes de diâmetro, no setor Topo, da floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, durante o período do estudo (1992-98).

Classes de DAS (cm)	Nº de árvores		Diferença	Mortes	Recrutas	Imigração	Emigração	AB total (m ²)	
	1992	1998						1992	1998
5 - 9	323	265	-58	67	50	0	41	1,12	0,99
9 - 17	162	150	-12	18	1	40	35	2,12	1,90
17 - 33	132	145	13	7	0	34	14	5,68	6,50
33 - 65	42	55	13	2	0	15	0	6,02	8,62
65 - 80	1	1	0	0	0	1	1	0,41	0,40
> 80	0	1	1	0	0	1	0	0,00	0,60
TOTAL	660	617	-43	94	51	91	91	15,35	19,01

TABELA 4. Dinâmica da comunidade arbórea, por classes de diâmetro, no setor Meio, da floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, durante o período do estudo (1992-98).

Classes de DAS (cm)	Nº de árvores		Diferença	Mortes	Recrutas	Imigração	Emigração	AB total (m ²)	
	1992	1998						1992	1998
5 - 9	148	85	-63	55	4	0	12	0,50	0,33
9 - 17	147	102	-45	26	1	11	31	2,00	1,40
17 - 33	110	114	4	9	0	33	20	5,10	5,18
33 - 65	23	35	12	3	0	19	4	3,84	4,87
65 - 80	1	5	4	0	0	4	0	0,34	2,02
> 80	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00
TOTAL	429	341	-88	93	5	67	67	11,72	13,80

TABELA 5. Dinâmica da comunidade arbórea, por classes de diâmetro, no setor **Base**, da floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, durante o período do estudo (1992-98).

Classes de DAS (cm)	Nº de árvores		Diferença	Mortes	Recrutas	Imigração	Emigração	AB total (m ²)	
	1992	1998						1992	1998
5 - 9	301	226	-75	79	48	0	44	1,07	0,86
9 - 17	197	172	-25	27	5	45	48	2,52	2,00
17 - 33	118	118	0	14	0	47	33	5,36	5,03
33 - 65	30	55	25	5	0	33	3	4,61	7,80
65 - 80	3	3	0	0	0	1	1	1,04	1,15
> 80	0	3	3	0	0	3	0	0,00	1,59
TOTAL	649	577	-72	125	53	129	129	14,60	18,63

TABELA 6. Dinâmica da comunidade arbórea, por classes de diâmetro, no setor **Baixada**, da floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, durante o período do estudo (1992-98).

Classes de DAS (cm)	Nº de árvores		Diferença	Mortes	Recrutas	Imigração	Emigração	AB total (m ²)	
	1992	1998						1992	1998
5 - 9	53	19	-34	14	8	0	28	0,19	0,08
9 - 17	32	35	3	2	2	25	22	0,40	0,45
17 - 33	20	28	8	3	0	24	13	0,91	1,18
33 - 65	13	23	10	0	0	14	4	2,11	3,79
65 - 80	0	3	3	0	0	3	0	0,00	1,16
> 80	0	1	1	0	0	1	0	0,00	0,62
TOTAL	118	109	-9	19	10	67	67	3,61	7,27

TABELA 7. Dinâmica da comunidade arbórea, por classes de diâmetro, no setor Dique, da floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, durante o período do estudo (1992-98).

Classes de DAS (cm)	Nº de árvores		Diferença	Mortes	Recrutadas	Imigração	Emigração	AB total (m ²)	
	1992	1998						1992	1998
5 - 9	28	14	-14	5	12	0	21	0,12	0,05
9 - 17	31	16	-15	1	1	13	28	0,35	0,19
17 - 33	22	33	11	7	0	28	10	0,99	1,55
33 - 65	15	28	13	2	0	18	3	2,48	4,23
65 - 80	0	3	3	0	0	3	0	0,00	1,14
> 80	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00
TOTAL	96	94	-2	15	13	62	62	3,94	7,16

significativamente menor na classe de 17 a 33 cm para Topo ($\chi^2 = 7,92$; $P < 0,005$) e Meio ($\chi^2 = 11,02$; $P < 0,001$). A mortalidade nas demais classes não foi significativamente diferente, dentro dos setores. Portanto, para os setores Baixada e Dique, os testes de qui-quadrado não indicaram diferenças significativas, para a mortalidade entre as classes diamétricas.

Com respeito aos tipos de morte para toda a comunidade amostrada, as árvores não encontradas foram as mais numerosas, seguidas pelas árvores mortas em pé. A maior abundância em número de árvores mortas ocorreu na classe diamétrica de 5 a 9 cm, entretanto, a maior contribuição do teste qui-quadrado ($\chi^2 = 19,31$; $P = 0,024$) ocorreu para as árvores mortas arrancadas na classe de diâmetro de 17 a 33, onde a frequência foi maior do que a esperada (TABELA 8). Avaliando-se os padrões de mortalidade por setores, a distribuição foi significativamente diferente ($\chi^2 = 33,79$; $P < 0,001$) e teve uma maior contribuição para árvores mortas sem deixar vestígios nos setores Base e Dique (maior do que o esperado), e Meio (menor do que o esperado); o setor Meio

também teve uma maior ocorrência de árvores mortas arrancadas, do que a esperada (TABELA 9).

Em relação à imigração de indivíduos, para os setores Topo, Baixada e Dique, as imigrações para todas as classes não foram significativamente diferentes. Com exceção da classe 17 a 33 cm, o setor Meio teve valores significativamente menores do que o esperado, para as classes 5 a 9 cm ($\chi^2 = 11,83$; $P < 0,001$) e 9 a 17 cm ($\chi^2 = 4,45$; $P < 0,05$), e significativamente maiores nas classes de 65 a 80 cm ($\chi^2 = 6,65$; $P < 0,01$) e, principalmente, de 33 a 65 cm ($\chi^2 = 19,61$; $P < 0,001$), onde apresentou a maior imigração de indivíduos. Na

TABELA 8. Tipos de morte, distribuídos em classes de diâmetro, para toda a comunidade arbórea, amostrada na floresta semidecídua em Madre de Deus de Minas, durante o período do estudo (1992-98).

Classes de DAS (cm)	Em pé	Quebrada	Arrancada	Não encontrada	TOTAL
5 - 9	75	28	19	98	220
9 - 17	29	6	11	28	74
17 - 33	9	8	11	12	40
33 - 65	6	1	2	3	12
> 65	-	-	-	-	-
TOTAL	119	43	43	141	346

TABELA 9. Tipos de morte das árvores, nos cinco setores topográficos da floresta semidecídua em Madre de Deus de Minas, durante o período de 1992 a 1998.

	Topo	Meio	Base	Baixada	Dique
Em pé	35 (37,2%)	40 (43,0%)	33 (26,4%)	8 (42,1%)	3 (20,0%)
Quebrada	11 (11,7%)	15 (16,1%)	13 (10,4%)	3 (15,8%)	1 (6,7%)
Arrancada	10 (10,6%)	19 (20,4%)	13 (10,4%)	1 (5,3%)	0 (0,0%)
Não encontrada	38 (40,4%)	19 (20,4%)	66 (52,8%)	7 (36,8%)	11 (73,3%)
TOTAL	94	93	125	19	15

classe diamétrica de 5 a 9 cm, o setor Base teve uma imigração significativamente menor do que a esperada ($\chi^2 = 9,03$; $P < 0,005$), enquanto na classe de 33 a 65 cm, foi significativamente maior ($\chi^2 = 16,41$; $P < 0,001$).

Nos setores Meio ($\chi^2 = 5,78$; $P < 0,025$) e Base ($\chi^2 = 4,96$; $P < 0,05$), a emigração apresentou saída de árvores significativamente menor do que a esperada na classe de 5 a 9 cm, enquanto que os setores Topo e Base apresentaram emigrações significativamente maiores do que a esperada nas classes de 9 a 17 cm ($\chi^2 = 7,68$; $P < 0,01$) e 17 a 33 cm ($\chi^2 = 4,35$; $P < 0,05$), respectivamente. No setor Topo, houve ainda uma emigração significativamente menor na classe de 33 a 65 cm ($\chi^2 = 5,61$; $P < 0,025$). O setor Dique apresentou emigração significativa nas classes de 9 a 17 cm ($\chi^2 = 7,89$; $P < 0,005$ – maior do que o esperado) e 33 a 65 cm ($\chi^2 = 11,16$; $P < 0,001$ – menor do que o esperado). Para o setor Baixada, não houve significância entre as classes.

De uma maneira geral, houve um decréscimo em área basal, nas primeiras classes de diâmetro, dos indivíduos arbóreos sobreviventes nos cinco setores, ocasionado pela redução no número de árvores entre os dois levantamentos (FIGURA 3). No entanto, este decréscimo foi amplamente

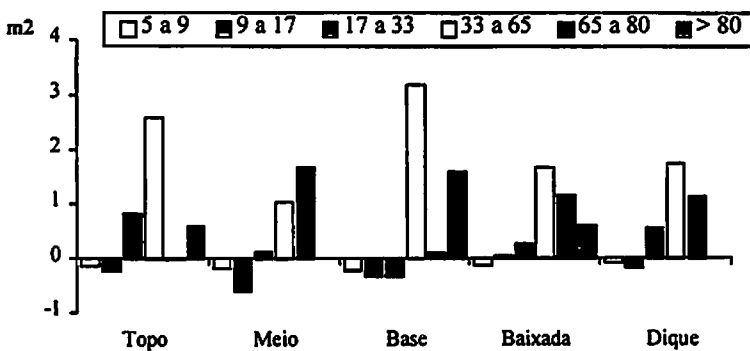


FIGURA 3. Mudança líquida em área basal (1992-98), por classes de diâmetro, das árvores sobreviventes em cada um dos cinco setores topográficos, na floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas.

compensado nas classes de diâmetro superiores, principalmente na classe de 33 a 65 cm, o que proporcionou um grande aumento da área basal total, durante o intervalo de amostragem.

Em relação às taxas médias anuais de recrutamento em número de indivíduos, o teste de medianas de Mood indicou como diferença significativa mais marcante, o recrutamento mais baixo no setor Meio e o mais alto no setor Base (FIGURA 4-A), o que é também ilustrado pelo mapa do bloco amostral, onde as parcelas dos setores Meio e Base, de uma maneira geral, apresentam as mais baixas e mais altas taxas de recrutamento, respectivamente (FIGURA 5-A). Já em relação às taxas médias anuais de acréscimo em área basal, os setores com

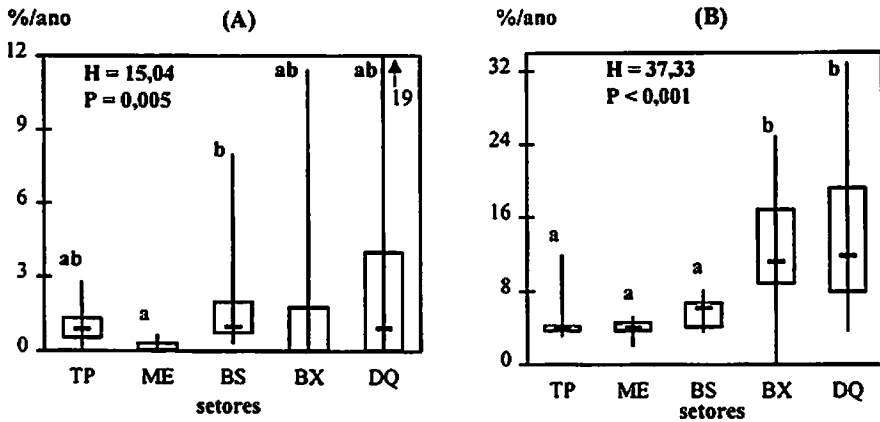


FIGURA 4. Taxas médias anuais de recrutamento, em número de indivíduos (A) e taxa anual de acréscimo, em área basal (B), nos cinco setores topográficos da comunidade arbórea amostrada. Traços horizontais: medianas; linhas verticais: amplitudes totais; colunas: quartis. As dispersões foram comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis. Medianas seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de medianas de Mood ($P < 0,05$). Setores: TP: Topo; ME: Meio; BS: Base; BX: Baixada; DQ: Dique.

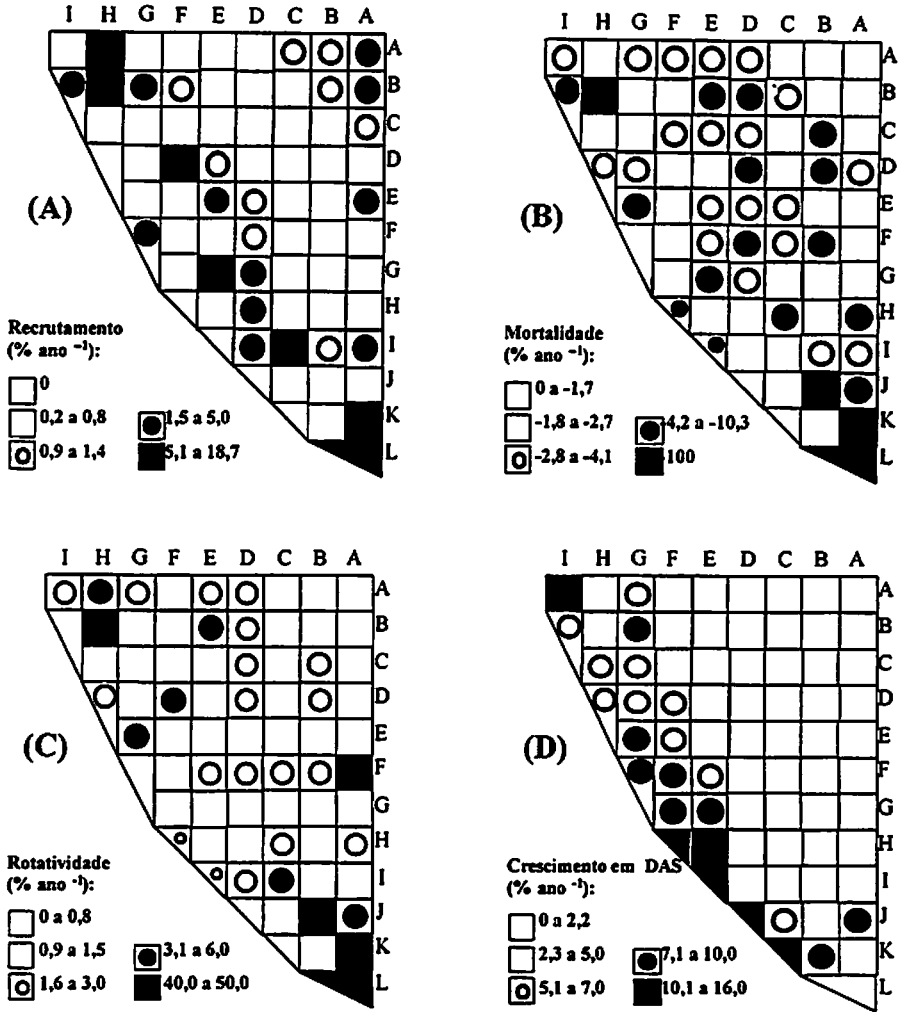


FIGURA 5. Mapas do bloco amostral da floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, apresentando os parâmetros de dinâmica, em número de indivíduos, por parcela: taxas médias anuais de recrutamento (A), mortalidade (B), rotatividade (C), e crescimento das árvores sobreviventes (D).

maiores valores foram Baixada e Dique (FIGURA 6-A), diferindo estatisticamente, pelo teste de Mood, dos demais setores (FIGURA 4-B). A taxa de crescimento médio em diâmetro das árvores sobreviventes reflete o mesmo padrão, com valores mais elevados nos dois setores aluviais (FIGURA 5-D).

As taxas médias anuais de mortalidade não diferiram significativamente entre os cinco setores, de acordo com o teste de Kruskal-Wallis, tanto para número de indivíduos, quanto para área basal (FIGURA 7-A e B). As mesmas taxas apresentadas de forma esquemática nas FIGURAS 5-B e 6-B, para número de indivíduos e área basal, respectivamente, ilustram o padrão de distribuição aleatório de mortalidade, no bloco amostral.

Com relação ao número de indivíduos, as taxas médias anuais de rotatividade não diferiram estatisticamente entre os cinco setores, através do teste de Kruskal-Wallis (FIGURA 8-A), sugerindo um padrão de distribuição aleatório para estas taxas, no bloco amostral (FIGURA 5-C). Por outro lado, para área basal, o teste de medianas de Mood revelou diferenças significativas entre os setores, com o Topo, Meio e Base apresentando taxas de rotatividade menores que os setores Baixada e Dique (FIGURA 6-C e 8-B), provavelmente ocasionadas pelas elevadas taxas de acréscimo, ocorrentes nestes últimos setores.

A população de *Merostachys fistulosa* ocorreu apenas nos setores topográficos de encosta da área amostrada, ou seja, no Topo, Meio e Base, sendo que a maior densidade de colmos foi observada no setor Meio, tanto para o primeiro, quanto para o segundo levantamento (TABELA 10). No entanto, houve um ligeiro decréscimo na densidade de colmos, de 4,6% neste setor entre 1992 e 1998; e um aumento considerável nos setores Topo (28,4%) e, principalmente, Base (56,5%), o que também pode ser observado esquematicamente na FIGURA 9. Dessa forma, pôde-se constatar que a população desse bambu tem se expandido na encosta.

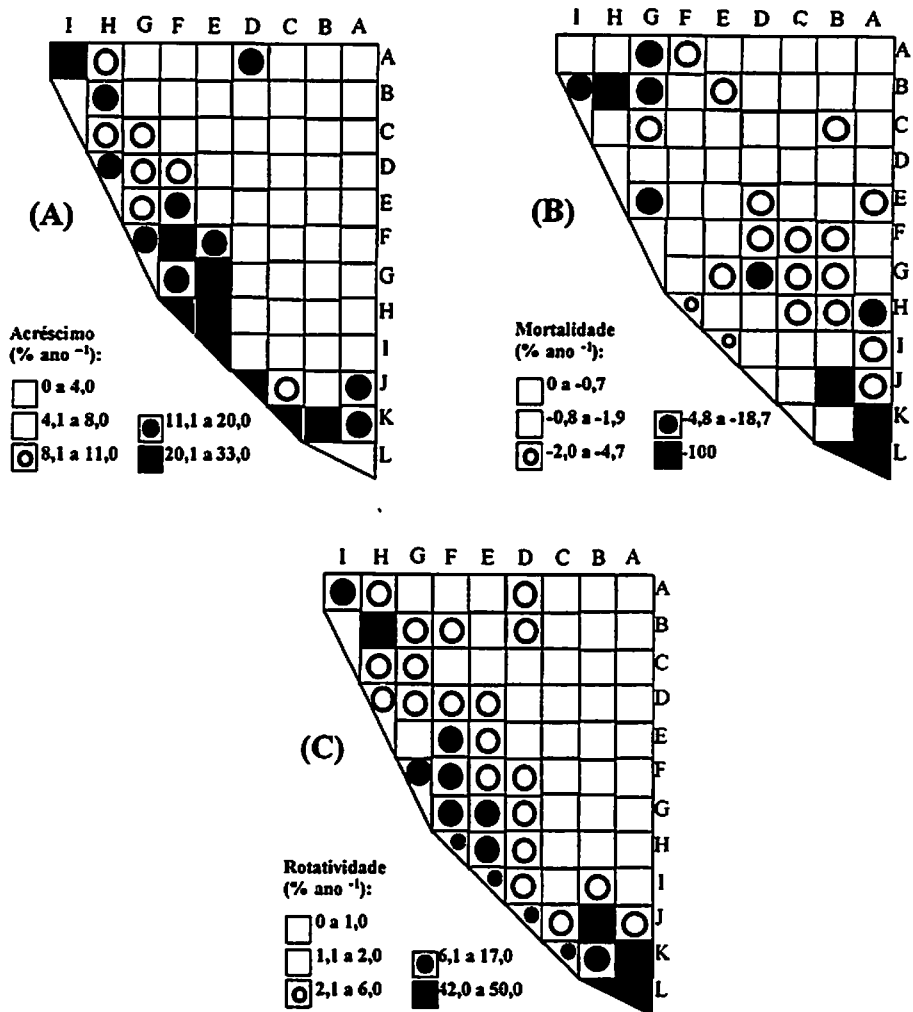


FIGURA 6. Mapas do bloco amostral da floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, apresentando os parâmetros de dinâmica, em área basal, por parcela: taxas médias anuais de acréscimo (A), mortalidade (B) e rotatividade (C).

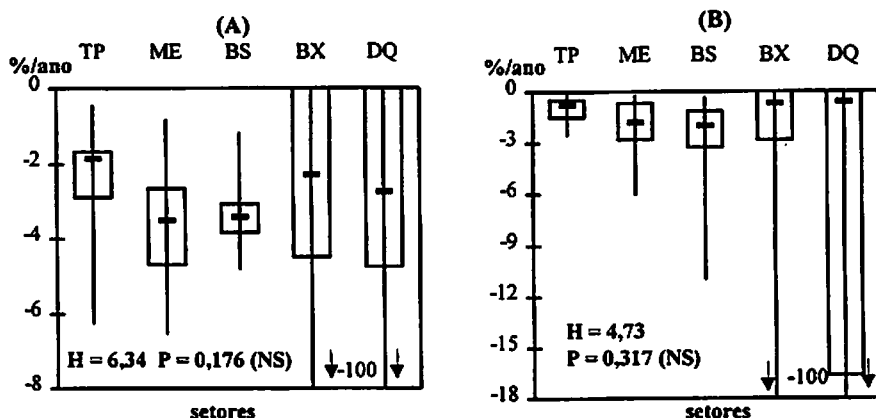


FIGURA 7. Taxas médias anuais de mortalidade, em número de indivíduos (A) e área basal (B), para os cinco setores topográficos da comunidade arbórea amostrada. Traços horizontais: medianas; linhas verticais: amplitudes totais; colunas: quartis. As dispersões foram comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis. Medianas seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de medianas de Mood ($P < 0,05$). Setores: TP: Topo; ME: Meio; BS: Base; BX: Baixada; DQ: Dique.

Nas 43 parcelas dos setores de encosta, as taxas médias anuais de recrutamento arbóreo foram altamente correlacionadas com o número de colmos de *Merostachys fistulosa*, ou seja, houve um decréscimo bastante significativo dessas taxas, onde a densidade dos bambus era maior (FIGURA 10-A). Além disso, as taxas médias anuais de mortalidade arbórea foram diretamente correlacionadas com a densidade de colmos (FIGURA 10-B). Por outro lado, não houve correlação significativa entre a densidade de colmos de bambu e o crescimento médio das árvores (FIGURA 10-C). O mesmo foi observado entre a taxa média anual de alteração do bambu (1992-98) e a área basal das árvores amostradas (FIGURA 10-D).

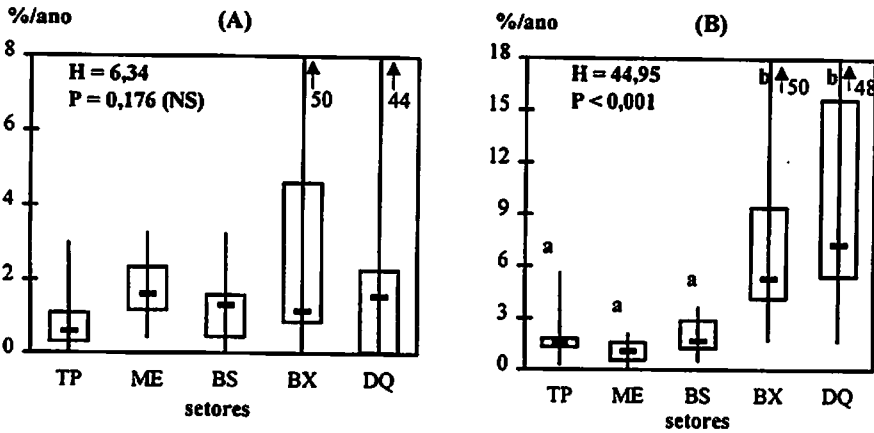


FIGURA 8. Taxas médias anuais de rotatividade em número de indivíduos (A) e área basal (B), para os cinco setores topográficos da comunidade arbórea amostrada. Traços horizontais: medianas; linhas verticais: amplitudes totais; colunas: quartis. As dispersões foram comparadas pelo teste de Kruskal-Wallis. Medianas seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de medianas de Mood ($P < 0,05$). Setores: TP: Topo; ME: Meio; BS: Base; BX: Baixada; DQ: Dique.

TABELA 10. Demografia e dinâmica da população de *Merostachys fistulosa*, dentro da área amostrada na floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, durante o período de 1992 a 1998. Os valores são apresentados para todo o levantamento e para cada um dos cinco setores topográficos.

	SETORES					
	TOTAL	Topo	Meio	Base	Baixada	Dique
Número de colmos em 1992	6109	1645	3611	853	-	-
Número de colmos em 1998	6892	2112	3445	1335	-	-
Mudança no nº de colmos, 1992-98	783	467	-166	482	-	-
Densidade, 1992 (colmos ha ⁻¹)	3825,3	4881,3	11463,5	2707,9	-	-
Densidade, 1998 (colmos ha ⁻¹)	4315,6	6267,1	10936,5	4238,1	-	-
Mudança na densidade, 1992-98 (%)	12,8	28,4	-4,6	56,5	-	-

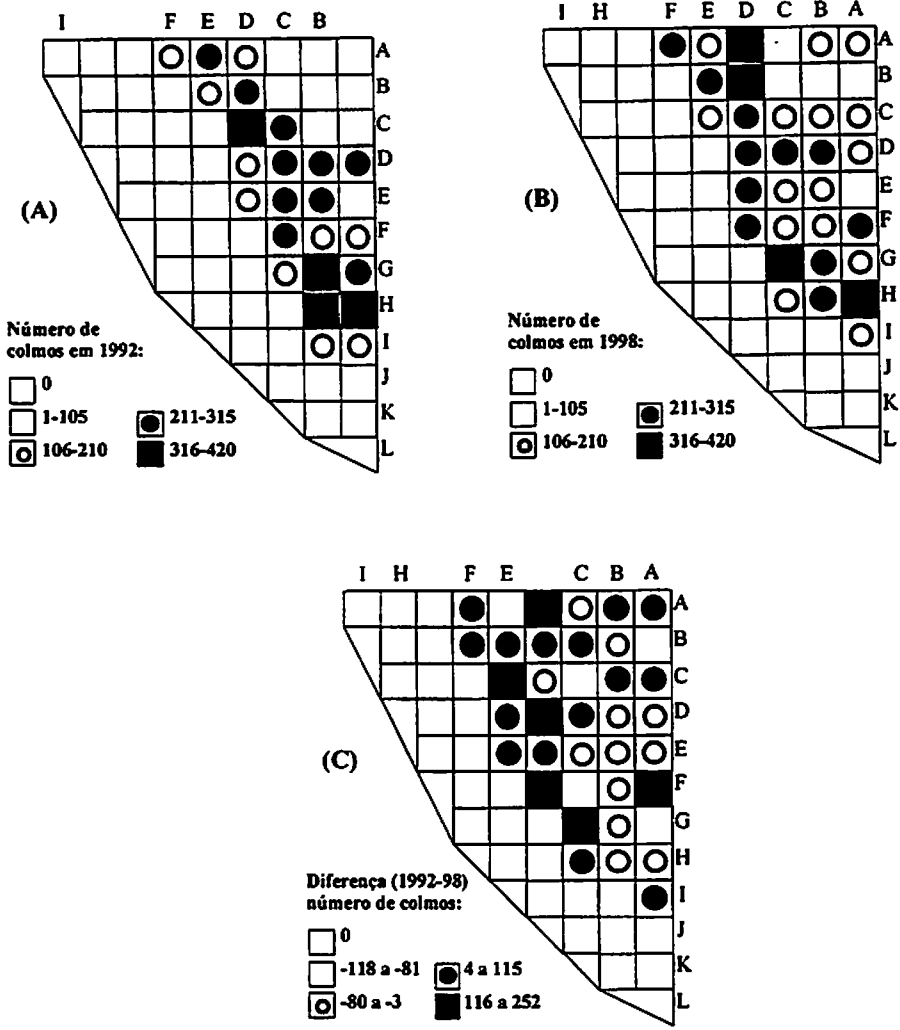


FIGURA 9. Mapas do bloco amostral da floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, apresentando, por parcela, o número de colmos de *Merostachys fistulosa* em 1992 (A) e 1998 (B), e a diferença, em número de colmos, entre os dois levantamentos (C).

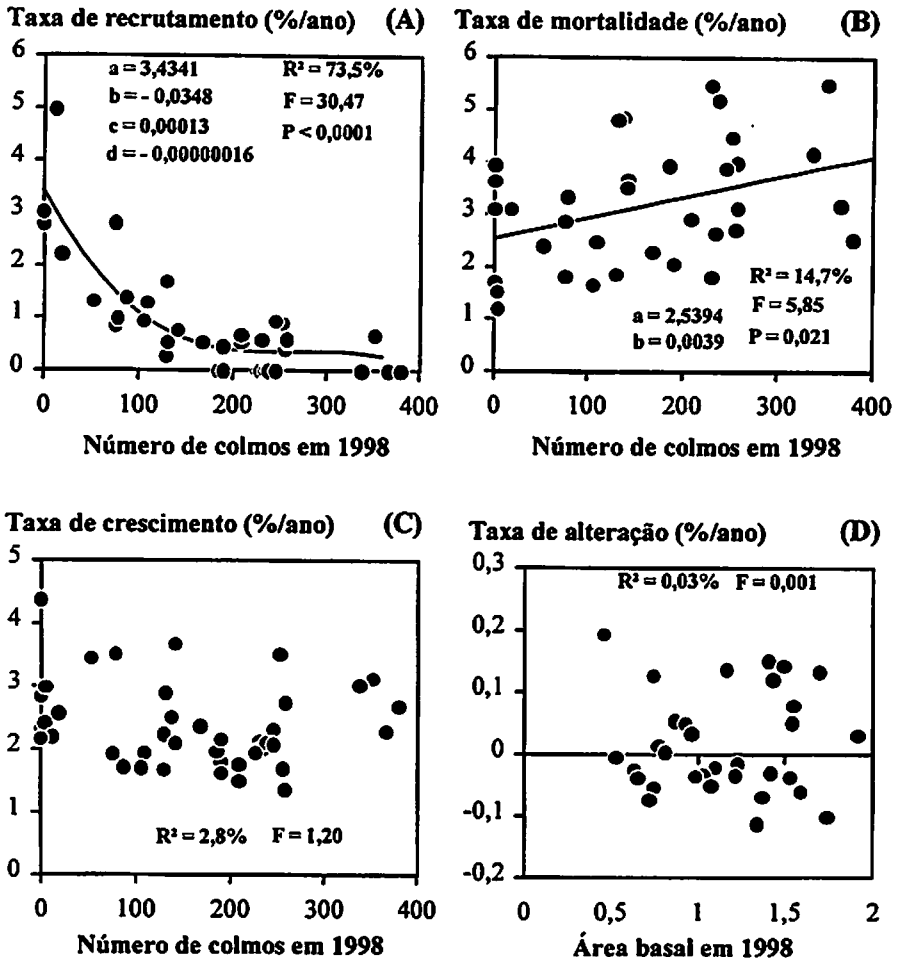


FIGURA 10. Taxas médias anuais de recrutamento (A), mortalidade (B) e crescimento dos sobreviventes (C), para as árvores das 43 parcelas dos setores de encosta, em função do número de colmos de *Merostachys fistulosa* em 1998; e taxa média anual de alteração do bambu, em função da área basal das árvores, nas mesmas parcelas, em 1998 (D). As correlações seguiram o modelo $Y = a + bX + cX^2 + dX^3$, para recrutamento e $Y = a + bX$, para mortalidade. O teste F não foi significativo para as demais correlações.

4.2 Grupos ecológicos das espécies

As espécies pioneiras corresponderam com 13,8% do total de espécies arbóreas, em toda a comunidade amostrada e, com poucas exceções, apresentaram um acréscimo no IVC em todo o levantamento e nos cinco setores topográficos (TABELA 11). A maior contribuição em número de espécies ficou por conta das climax exigentes de luz (52,8%), e estas, praticamente, não se alteraram ao longo dos 6,42 anos, em relação aos seus IVCs. Os IVCs das pioneiras e exigentes de luz atingiram valores consideráveis, nos setores de Baixada e Dique, proporcionados principalmente pelas espécies *Salix humboldtiana* e *Inga vera* (TABELA 12). As espécies climax tolerantes à sombra apareceram exclusivamente nos setores de encosta, ou seja, Topo, Meio e Base (TABELA 11).

TABELA 11. Índice de valor de cobertura (IVC), por grupos ecológicos, das 123 espécies arbóreas encontradas no bloco amostral da floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, em 1992 e 1998. Os valores são fornecidos para todo o levantamento e para cada um dos cinco setores topográficos.

Grupos ecológicos	N	TOTAL		Topo		Meio		Base		Baixada		Dique	
		1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998
PG: pioneira - grande	3	2,2	2,8	0,5	0,8	2,4	2,7	4,9	6,5	0,0	0,0	0,0	0,0
PM: pioneira - média	9	12,9	16,5	2,8	2,2	1,6	1,7	7,0	6,8	86,9	91,0	64,6	80,6
PP: pioneira - pequena	5	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	1,3
LG: e. de luz - grande	25	38,3	38,1	48,6	48,5	46,7	52,2	38,1	40,3	0,0	0,0	0,0	0,0
LM: e. de luz - média	37	51,5	53,1	10,9	10,0	17,6	17,9	86,9	86,2	113,1	108,1	133,0	117,1
LP: e. de luz - pequena	3	0,1	0,7	0,0	0,2	0,0	0,0	0,4	1,7	0,0	1,0	0,0	1,1
SG: t. à sombra - grande	20	47,6	45,8	76,2	77,1	63,0	65,7	27,1	26,2	0,0	0,0	0,0	0,0
SM: t. à sombra - média	16	41,3	36,1	48,9	44,9	65,6	57,9	32,2	29,3	0,0	0,0	0,0	0,0
SP: t. à sombra - pequena	5	5,8	6,9	11,9	16,1	3,0	1,9	3,4	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0

e.: exigente; t.: tolerante; N: número de espécies em cada categoria.

TABELA 12. Índice de valor de cobertura (IVC), das 123 espécies arbóreas encontradas na floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, em 1992 e 1998. Os valores são fornecidos para todo o levantamento e para cada um dos cinco setores topográficos e estão classificados de acordo com o IVC total em 1998, em ordem decrescente. Os grupos ecológicos aparecem entre parênteses e as siglas correspondem àquelas apresentadas na Tabela 11.

Espécies	TOTAL		Topo		Meio		Base		Baixada		Dique	
	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998
<i>Inga vera</i> ^(LM)	30,35	32,34	-	-	-	-	44,54	42,39	113,1	108,1	131,9	115,9
<i>Xylopia brasiliensis</i> ^(SG)	16,30	16,35	30,81	31,74	19,54	21,47	5,72	5,81	-	-	-	-
<i>Salix humboldtiana</i> ^(PM)	9,16	12,95	-	-	-	-	-	-	86,88	90,95	61,03	74,32
<i>Myrcia multiflora</i> ^(SM)	11,28	10,23	3,49	4,21	32,92	31,60	8,36	7,83	-	-	-	-
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> ^(SG)	10,13	9,56	20,30	21,12	11,60	10,69	3,18	3,02	-	-	-	-
<i>Trichilia emarginata</i> ^(SM)	8,67	8,11	11,73	11,73	11,04	9,61	7,14	6,88	-	-	-	-
<i>Geonoma schottiana</i> ^(SP)	5,17	6,67	11,32	15,69	2,31	1,27	2,68	2,93	-	-	-	-
<i>Actinostemon concolor</i> ^(LM)	6,47	6,56	-	-	4,76	5,61	16,99	17,34	-	-	-	-
<i>Copaifera langsdorffii</i> ^(SG)	5,97	4,92	9,09	8,61	6,16	5,44	5,27	3,73	-	-	-	-
<i>Alchornea triplinervea</i> ^(LG)	4,40	4,68	2,31	2,40	6,52	6,55	6,68	8,21	-	-	-	-
<i>Calyptanthes clusiaefolia</i> ^(SM)	6,39	4,66	10,73	8,46	6,68	3,61	4,14	3,41	-	-	-	-
<i>Ocotea corymbosa</i> ^(LG)	4,86	4,62	9,41	9,43	8,04	8,73	-	-	-	-	-	-
<i>Pera glabrata</i> ^(LG)	3,45	3,62	5,78	5,67	0,72	0,89	4,40	5,14	-	-	-	-
<i>Ocotea odorifera</i> ^(SG)	3,82	3,51	4,00	3,00	9,18	10,01	1,34	1,69	-	-	-	-
<i>Miconia pusilliflora</i> ^(LG)	3,04	3,13	-	-	1,55	1,26	8,57	9,56	-	-	-	-
<i>Machaerium nictitans</i> ^(LG)	2,73	2,95	4,34	4,44	2,64	3,41	2,34	2,79	-	-	-	-
<i>Machaerium villosum</i> ^(LG)	3,18	2,91	5,95	5,88	3,99	4,17	1,21	0,95	-	-	-	-
<i>Ixora warmingii</i> ^(SM)	3,56	2,90	4,03	3,72	6,16	5,16	2,63	1,98	-	-	-	-
<i>Amaioua guianensis</i> ^(SM)	2,98	2,86	6,14	6,42	2,52	1,95	1,18	1,03	-	-	-	-
<i>Platycamus regnellii</i> ^(LG)	2,51	2,76	3,74	3,93	3,37	4,36	1,71	2,09	-	-	-	-
<i>Eugenia neomyrtifolia</i> ^(LM)	2,29	2,40	-	-	0,64	0,75	6,44	6,75	-	-	1,14	1,23
<i>Aspidosperma parvifolium</i> ^(LG)	1,87	2,09	3,79	4,35	2,08	2,51	0,70	0,99	-	-	-	-
<i>Protium spruceanum</i> ^(SG)	2,42	2,07	1,21	1,07	4,54	3,77	3,10	3,06	-	-	-	-
<i>Siparuna guianensis</i> ^(SM)	3,01	2,02	5,34	3,54	2,60	1,93	2,01	1,25	-	-	-	-
<i>Eugenia florida</i> ^(LM)	1,58	1,91	-	-	-	-	5,00	6,19	-	-	-	-

...continua...

TABELA 12, Cont.

Espécies	TOTAL		Topo		Meio		Base		Baixada		Dique	
	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998
<i>Hymenaea courbaril</i> ^(L.G)	1,64	1,88	0,30	0,29	6,55	8,57	-	-	-	-	-	-
<i>Calyptanthes lucida</i> ^(SM)	1,91	1,87	2,99	2,87	1,99	2,02	1,46	1,58	-	-	-	-
<i>Calophyllum brasiliense</i> ^(SG)	1,72	1,73	0,72	0,76	0,59	0,42	4,23	4,50	-	-	-	-
<i>Leucochloron incuriale</i> ^(L.G)	2,15	1,73	1,69	1,66	2,45	1,71	3,37	2,88	-	-	-	-
<i>Humiriastrum glaziovii</i> ^(SG)	1,45	1,68	1,52	1,72	3,53	4,33	0,39	0,68	-	-	-	-
<i>Cinnamomum glaziovii</i> ^(SG)	1,52	1,67	2,30	2,61	3,40	4,30	-	-	-	-	-	-
<i>Prunus sellowii</i> ^(LM)	1,92	1,66	1,76	1,68	4,88	4,38	0,73	0,63	-	-	-	-
<i>Cordia sellowiana</i> ^(L.G)	1,51	1,45	2,41	2,43	1,20	1,33	1,48	1,39	-	-	-	-
<i>Tapirira guianensis</i> ^(PM)	1,14	1,38	1,37	1,45	-	-	2,21	3,01	-	-	-	-
<i>Calycorectes acutatus</i> ^(SG)	1,16	1,35	1,34	1,51	2,89	3,92	0,19	0,20	-	-	-	-
<i>Nectandra megapotamica</i> ^(L.G)	1,25	1,28	1,37	1,50	1,51	1,86	1,50	1,41	-	-	-	-
<i>Coussapoa microcarpa</i> ^(PG)	0,97	1,16	0,20	0,45	0,31	0,49	2,80	3,15	-	-	-	-
<i>Faramea cyanea</i> ^(SM)	1,19	1,11	0,80	0,80	0,25	0,31	2,72	2,49	-	-	-	-
<i>Picramnia glazioviana</i> ^(LM)	0,94	1,07	1,39	1,43	0,82	1,63	0,91	0,81	-	-	-	-
<i>Annona cacans</i> ^(L.G)	1,43	1,07	0,64	0,62	3,36	3,58	1,45	0,51	-	-	-	-
<i>Schefflera calva</i> ^(LM)	1,04	1,01	1,64	2,12	1,14	1,25	0,61	0,46	-	-	-	-
<i>Alchornea glandulosa</i> ^(PG)	0,50	0,86	-	-	-	-	1,56	2,74	-	-	-	-
<i>Qualea multiflora</i> ^(L.G)	0,77	0,80	1,38	1,44	0,71	0,95	0,56	0,55	-	-	-	-
<i>Ficus mexiae</i> ^(PG)	0,74	0,77	0,29	0,33	2,08	2,25	0,52	0,67	-	-	-	-
<i>Myrcia leptoclada</i> ^(LM)	0,83	0,67	0,51	0,36	0,56	0,40	1,64	1,40	-	-	-	-
<i>Sloanea monosperma</i> ^(L.G)	0,75	0,66	1,92	1,77	0,27	0,00	0,18	0,23	-	-	-	-
<i>Croton floribundus</i> ^(PM)	0,56	0,64	0,17	0,18	0,58	0,83	1,17	1,32	-	-	-	-
<i>Garcinia gardneriana</i> ^(SM)	0,46	0,62	0,00	0,17	0,86	1,04	0,82	1,11	-	-	-	-
<i>Aspidosperma spruceanum</i> ^(SG)	0,50	0,55	1,37	1,54	0,25	0,31	-	-	-	-	-	-
<i>Connarus regnellii</i> ^(SG)	0,66	0,55	1,29	1,30	0,85	0,70	0,17	0,00	-	-	-	-
<i>Salacia elliptica</i> ^(SM)	0,59	0,54	1,69	1,55	0,26	0,32	-	-	-	-	-	-
<i>Cecropia pachystachya</i> ^(PM)	0,82	0,52	-	-	0,81	0,52	1,99	1,29	-	-	-	-
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> ^(LM)	0,71	0,52	0,70	0,00	-	-	1,51	1,62	-	-	-	-
<i>Psychotria carthagenensis</i> ^(L.P)	0,00	0,50	0,00	0,17	-	-	0,00	0,97	0,00	0,96	0,00	1,11
<i>Maytenus glazioviana</i> ^(SG)	0,53	0,49	0,39	0,22	-	-	1,26	1,35	-	-	-	-
<i>Prunus brasiliensis</i> ^(LM)	0,25	0,46	0,00	0,17	-	-	0,80	1,24	-	-	-	-
<i>Dalbergia villosa</i> ^(SG)	0,45	0,44	0,23	0,23	-	-	1,23	1,23	-	-	-	-
<i>Ocotea pulchella</i> ^(LM)	0,41	0,44	-	-	0,30	0,36	1,16	1,24	-	-	-	-
<i>Tapirira obtusa</i> ^(LM)	0,39	0,43	-	-	-	-	1,20	1,34	-	-	-	-

...continua...

TABELA 12, Cont.

Espécies	TOTAL		Topo		Meio		Base		Baixada		Dique	
	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998
<i>Mollinedia argyrogyna</i> ^(SM)	0,59	0,42	1,03	0,47	0,32	0,37	0,55	0,60	-	-	-	-
<i>Casearia arborea</i> ^(LG)	0,89	0,41	1,06	0,00	0,36	0,42	1,57	1,09	-	-	-	-
<i>Psidium cattleianum</i> ^(LM)	0,35	0,36	0,36	0,36	0,78	0,92	0,18	0,20	-	-	-	-
<i>Syagrus romanzoffiana</i> ^(LM)	0,52	0,35	-	-	-	-	1,64	1,16	-	-	-	-
<i>Andira fraxinifolia</i> ^(LG)	0,27	0,35	0,19	0,20	0,40	0,76	0,35	0,39	-	-	-	-
<i>Vismia brasiliensis</i> ^(PM)	0,73	0,33	0,77	0,00	-	-	1,50	1,00	-	-	-	-
<i>Acacia recurva</i> ^(PM)	0,12	0,32	-	-	-	-	-	-	-	-	2,36	5,17
<i>Rollinia sericea</i> ^(LG)	0,32	0,32	0,73	0,70	-	-	0,26	0,31	-	-	-	-
<i>Alibertia macrophylla</i> ^(LM)	0,28	0,31	0,88	0,96	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Casearia obliqua</i> ^(LG)	0,28	0,30	-	-	0,93	1,12	0,19	0,21	-	-	-	-
<i>Euplassa incana</i> ^(LM)	0,29	0,30	-	-	1,24	1,44	-	-	-	-	-	-
<i>Vochysia tucanorum</i> ^(LG)	0,32	0,29	0,84	0,90	-	-	0,17	0,00	-	-	-	-
<i>Sizygium jambos</i> ^(LM)	0,25	0,28	-	-	-	-	0,81	0,91	-	-	-	-
<i>Machaerium aculeatum</i> ^(LG)	0,33	0,27	-	-	-	-	1,07	0,87	-	-	-	-
<i>Nectandra oppositifolia</i> ^(SG)	0,21	0,22	0,48	0,47	-	-	0,19	0,20	-	-	-	-
<i>Tovomitopsis saldanhae</i> ^(LM)	0,18	0,20	0,57	0,62	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Casearia sylvestris</i> ^(LM)	0,45	0,20	0,53	0,00	-	-	0,87	0,63	-	-	-	-
<i>Cabralea canjerana</i> ^(SG)	0,20	0,19	0,64	0,62	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hirtella hebeclada</i> ^(SM)	0,17	0,19	-	-	-	-	0,53	0,60	-	-	-	-
<i>Miconia cinnamomifolia</i> ^(LM)	0,29	0,19	0,86	0,56	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cybianthus cuneifolius</i> ^(SP)	0,42	0,19	0,41	0,20	0,72	0,60	0,34	0,00	-	-	-	-
<i>Terminalia glabrescens</i> ^(LG)	0,17	0,19	0,52	0,56	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Miconia argyrophylla</i> ^(LM)	0,11	0,19	0,33	0,54	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Maytenus salicifolia</i> ^(SM)	0,14	0,18	-	-	-	-	0,43	0,57	-	-	-	-
<i>Protium heptaphyllum</i> ^(LG)	0,06	0,18	-	-	-	-	0,18	0,57	-	-	-	-
<i>Styrax pohlii</i> ^(SG)	0,17	0,18	0,52	0,54	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rollinia sylvatica</i> ^(PM)	0,14	0,17	0,28	0,30	0,25	0,33	-	-	-	-	-	-
<i>Chomelia sericea</i> ^(LP)	0,13	0,16	-	-	-	-	0,42	0,49	-	-	-	-
<i>Roupala brasiliensis</i> ^(LM)	0,14	0,15	-	-	0,25	0,31	0,26	0,27	-	-	-	-
<i>Solanum leucodendron</i> ^(PM)	0,14	0,15	0,25	0,25	-	-	0,18	0,19	-	-	-	-
<i>Guapira opposita</i> ^(SM)	0,20	0,14	0,40	0,44	-	-	0,22	0,00	-	-	-	-
<i>Dendropanax cuneatum</i> ^(LM)	0,07	0,14	0,21	0,21	0,00	0,31	-	-	-	-	-	-
<i>Cupania vernalis</i> ^(LM)	0,11	0,13	0,17	0,18	-	-	0,17	0,20	-	-	-	-
<i>Sorocea bonplandii</i> ^(SM)	0,12	0,13	0,38	0,40	-	-	-	-	-	-	-	-

...continua...

TABELA 12, Cont.

Espécies	TOTAL		Topo		Meio		Base		Baixada		Dique	
	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998	1992	1998
<i>Dalbergia nigra</i> ^(SG)	0,17	0,13	-	-	0,25	0,31	0,34	0,19	-	-	-	-
<i>Matayba elaeagnoides</i> ^(LM)	0,41	0,13	-	-	1,51	0,00	0,17	0,37	-	-	-	-
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> ^(LM)	0,11	0,12	-	-	0,48	0,56	-	-	-	-	-	-
<i>Daphnopsis fasciculata</i> ^(SG)	0,15	0,11	-	-	0,26	0,00	0,32	0,34	-	-	-	-
<i>Myrceugenia miersiana</i> ^(LM)	0,09	0,09	0,29	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cordia ecalyculata</i> ^(LM)	0,15	0,09	0,48	0,27	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. grandiflorum</i> ^(LM) *	0,07	0,08	-	-	-	-	0,24	0,26	-	-	-	-
<i>Jacaranda macrantha</i> ^(LG)	0,08	0,08	0,24	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Viola oleifera</i> ^(LM)	0,07	0,08	0,22	0,22	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ludwigia suffruticosa</i> ^(PP)	0,00	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,21
<i>Lacistema hasslerianum</i> ^(LP)	0,00	0,07	-	-	-	-	0,00	0,21	-	-	-	-
<i>Ocotea diospyrifolia</i> ^(LM)	0,12	0,07	-	-	-	-	0,31	0,17	-	-	-	-
<i>Croton urucurana</i> ^(PM)	0,06	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	1,20	1,12
<i>Machaerium acutifolium</i> ^(LG)	0,06	0,06	-	-	-	-	0,17	0,19	-	-	-	-
<i>Myrsine umbellata</i> ^(LM)	0,05	0,06	-	-	-	-	0,17	0,19	-	-	-	-
<i>Psychotria deflexa</i> ^(SP)	0,05	0,06	0,17	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piper gaudichaudianum</i> ^(PP)	0,06	0,06	0,18	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Guatteria nigrescens</i> ^(SM)	0,05	0,06	0,17	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tabebuia heptaphylla</i> ^(SG)	0,00	0,06	-	-	-	-	0,00	0,19	-	-	-	-
<i>Ormosia arborea</i> ^(LM)	0,00	0,06	-	-	-	-	0,00	0,19	-	-	-	-
<i>Actinostemon klotzschii</i> ^(LM)	0,05	0,06	-	-	-	-	0,17	0,19	-	-	-	-
<i>S. granuloso-leprosum</i> ^(PP) **	0,00	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	1,11
<i>Sebastiania schottiana</i> ^(PP)	0,06	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	1,15	0,00
<i>Nectandra cissiflora</i> ^(LM)	0,06	0,00	-	-	-	-	0,18	0,00	-	-	-	-
<i>Escallonia bifida</i> ^(PP)	0,06	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	1,15	0,00
<i>Callisthene major</i> ^(LM)	0,06	0,00	-	-	-	-	0,18	0,00	-	-	-	-
<i>Tabebuia vellosi</i> ^(SG)	0,06	0,00	-	-	-	-	0,18	0,00	-	-	-	-
<i>Myrcia laruotteana</i> ^(LM)	0,05	0,00	-	-	0,25	0,00	-	-	-	-	-	-
<i>Psychotria sessilis</i> ^(SP)	0,05	0,00	-	-	-	-	0,17	0,00	-	-	-	-
<i>Randia nitida</i> ^(SP)	0,05	0,00	-	-	-	-	0,17	0,00	-	-	-	-

* Pseudobombax; ** Solanum

As taxas médias anuais de mortalidade e recrutamento apresentaram algumas diferenças estatísticas, em relação aos grupos ecológicos (TABELA 13). A mortalidade das pioneiras não diferiu significativamente da comunidade como um todo, para todos os portes, enquanto as pioneiras de grande e médio porte tiveram um recrutamento significativamente maior. Entre as clímax exigentes de luz, as espécies de grande porte tiveram taxas de mortalidade e de recrutamento significativamente menores que a comunidade, enquanto as de pequeno porte obtiveram a maior taxa de recrutamento, entre todas as outras categorias. Com exceção das espécies de pequeno porte, as clímax tolerantes à sombra apresentaram taxas de mortalidade significativamente diferentes da comunidade, sendo menores, para as de grande porte e maiores, para as de médio porte. As taxas de recrutamento das tolerantes à sombra foram significativamente mais baixas, exceto para as espécies de pequeno porte, que apresentaram um elevado e significativo recrutamento.

TABELA 13. Dinâmica das espécies arbóreas amostradas na floresta semidecídua de Madre de Deus de Minas, aglutinadas em seus grupos ecológicos, baseada no número de árvores com DAS \geq 5 cm, durante o período de 1992 a 1998. Os testes de qui-quadrado, comparam os grupos com as taxas globais de mortalidade (2,99% ano⁻¹) e recrutamento (1,02% ano⁻¹).

Grupos ecológicos	Número de árvores					Taxa (% / ano)			χ^2	
	1992	mort.	recr.	1998	dif.	mort.	recr.	dif.	mort.	recr.
Pioneira grande	14	0	5	19	+5	0,0	4,9	4,9	1,92	9,64
									NS	$P < 0,005$
Pioneira média	162	27	9	144	-18	-2,8	0,8	-2,0	0,06	0,17
									NS	NS
Pioneira pequena	3	2	2	3	0	-15,7	8,3	-7,4	2,14	4,72
									NS	$P < 0,05$
Exigente de luz grande	284	32	6	258	-26	-1,8	0,3	-1,5	7,68	8,19
									$P < 0,01$	$P < 0,005$
Exigente de luz média	432	81	36	387	-45	-3,2	1,3	-1,9	0,24	1,24
									NS	NS
Exigente de luz pequena	2	0	9	11	+9	0,0	30,4	30,4	0,07	93,30
									NS	$P < < 0,001$
Tolerante à sombra grande	395	52	9	352	-43	-2,2	0,4	-1,8	5,33	10,80
									$P < 0,025$	$P < 0,005$
Tolerante à sombra média	561	130	24	455	-106	-4,0	0,7	-3,4	11,05	4,54
									$P < 0,001$	$P < 0,05$
Tolerante à sombra pequena	99	22	32	109	+10	-3,8	4,5	0,6	1,08	69,27
									NS	$P < < 0,001$

recr.: recrutamento; mort.: mortalidade; dif.: diferença

5 DISCUSSÃO

Em termos de dinâmica do número de indivíduos com $DAS \geq 5$ cm, as taxas de mortalidade foram sempre maiores do que as taxas de recrutamento. É comum que as florestas tropicais apresentem períodos em que as taxas de recrutamento são menores do que taxas de mortalidade (Pires e Prance, 1977; Swaine, Lieberman e Hall, 1990; Felfili, 1995a,b), no entanto, tendem a se balancear com um posterior incremento do recrutamento (Manokaran e Kochummen, 1987). Isto pode ser resultante de processos cíclicos naturais, em que uma maior mortalidade ocorre primeiro e abre espaço para um maior recrutamento (Felfili, 1995a).

Em relação aos padrões de mortalidade, as 141 árvores não encontradas no segundo levantamento e, portanto, consideradas mortas, foram as mais freqüentes e tiveram uma média de diâmetro de 10,1 cm. Pressupõe-se, então, que a dinâmica de decomposição da comunidade arbórea estudada seja relativamente rápida, já que o intervalo amostral de 6,42 anos não foi tão extenso. Em La Selva, para uma média de diâmetro à altura do peito igual a 22 cm e 13 anos de intervalo, Lieberman et al. (1985) também consideraram as taxas de decomposição das árvores mortas sem deixar vestígios bastante rápidas.

O número de árvores mortas em pé atingiu valores percentuais bem elevados, nos setores de encosta do bloco amostral, principalmente no setor Meio, seguido do Topo, onde a densidade de bambus é mais elevada. Sugere-se assim que a interferência da população de *Merostachys fistulosa* seja a principal responsável pela morte dos indivíduos em pé, uma vez que uma maior competição aumentaria a propensão aos ataques de patógenos. De acordo com Carey et al. (1994), as árvores que morreram em pé, no seu estudo, exibiram taxas de crescimento próximas de zero, em medições anteriores, sugerindo que

insetos, doenças ou o estresse ambiental, incrementado pela competição, enfraqueceram as árvores, levando-as à morte.

Muitos estudos usam esses critérios para tentar explicar a origem da mortalidade arbórea, em florestas tropicais (Lieberman et al., 1985; Lieberman e Lieberman, 1987; Rankin de Merona et al., 1990; van der Meer e Bongers, 1996; Putz e Milton, 1996), ou seja, quais distúrbios atuam diretamente nestes padrões. No entanto, é interessante ressaltar que, se o intervalo amostral utilizado for muito longo, ou seja, se o acompanhamento da comunidade arbórea não for realizado constantemente, uma determinada árvore que, por exemplo, morreu e permaneceu em pé, com o tempo irá ser arrancada ou quebrada, dependendo do distúrbio ocorrente e do seu porte, o que pode gerar interpretações muitas vezes equivocadas. Lieberman et al. (1985) e Peralta et al. (1987) afirmaram que não foi possível observar se a mortalidade das árvores, em um determinado local, ocorreu simultânea ou seqüencialmente, devido ao intervalo de 13 anos entre os 2 inventários em La Selva, sugerindo intervalos de 2 a 4 anos como ideais para este tipo de observação. Portanto, optou-se por não discutir a causa da morte das árvores que foram encontradas quebradas ou arrancadas, pois, para este tipo de argumentação, o intervalo amostral foi considerado muito longo.

Muitos trabalhos em florestas tropicais, utilizando $DAS \geq 10$ cm, encontraram taxas de mortalidade variando de 1 a 2% ano⁻¹ (Manokaran e Kochummen, 1987; Swaine, Hall e Alexander, 1987; Lieberman e Lieberman 1987; Peralta et al., 1987; Uhl et al., 1988; Rankin de Merona et al., 1990; Gentry e Terborgh, 1990). Contudo, outros trabalhos, em geral mais recentes e com o mesmo critério de inclusão de indivíduos, têm encontrado taxas entre 2 e 3,5% ano⁻¹ (Lieberman et al., 1990; Phillips e Gentry, 1994; Condit, Hubbell e Foster, 1995; Felfili, 1995a,b). Considerando-se a inclusão de árvores com $DAS \geq 5$ cm, o presente estudo encontrou 3% de mortalidade, para o levantamento total e para os cinco setores. Porém, se se considerar o $DAS \geq 10$ cm, os valores

sofrem uma baixa considerável (1,2 a 2,6%). Logicamente, este resultado não surpreende, já que a maior mortalidade arbórea em florestas tropicais, em geral, se concentra nas menores classes de tamanho. De qualquer maneira, Milton, Laca e Demment (1994), Phillips e Gentry (1994) e Phillips (1996) inferem que esses aumentos, nas taxas de mortalidade, podem ser resultantes das mudanças climáticas globais, onde as taxas de rotatividade têm aumentado em florestas tropicais, nos últimos anos. Condit, Hubbell e Foster (1992, 1995) atestam que mudanças climáticas alteraram a demografia e a composição da floresta tropical de Barro Colorado.

O regime de distúrbios, ocorrentes em florestas, são geralmente expressos em taxas de rotatividade, baseadas no tempo necessário para que o dossel de uma floresta seja totalmente afetado pela ocorrência de clareiras (Hartshorn, 1980; Hubbell e Foster, 1986; Arriaga, 1988; Jans et al., 1993; Brokaw, 1996), ou nas médias das taxas de mortalidade e recrutamento arbóreo (Lang e Knight, 1983; Rankin de Merona, 1990; Phillips e Gentry, 1994; Korning e Balslev, 1994a; Oliveira-Filho et al.; 1997a), como foi feito nesse estudo. Essa diferença nos cálculos pode gerar valores bem distintos, a respeito das taxas de rotatividade (Lieberman et al., 1985, 1990; Brokaw, 1996), pois nem todas as árvores originam clareiras quando morrem. Por outro lado, grandes árvores podem perder parte de suas copas e permanecerem vivas, formando pequenas clareiras (Denslow e Hartshorn, 1994). Portanto, é necessário que as comparações das taxas de rotatividade para florestas sejam feitas apenas quando houver uma padronização metodológica. Denslow e Hartshorn (1994) afirmam ainda que as medições de rotatividade para florestas tropicais, até o momento, não estão claramente estabelecidas.

As maiores classes de diâmetro apresentaram um maior aumento na densidade e na área basal, em todos os setores, devido principalmente à grande imigração de indivíduos para classes superiores (ingrowth), e também à maior

emigração de indivíduos arbóreos das classes inferiores (outgrowth). De acordo com Swaine, Hall e Alexander (1987), árvores maiores tendem a ter maiores taxas de crescimento absoluto, sugerindo que árvores com rápido crescimento são mais aptas a alcançar o dossel. Isto pode ser devido a: 1- árvores maiores captam mais luz solar; 2- possuem maior produção líquida; 3- árvores com o crescimento lento têm maior probabilidade de serem eliminadas, quando pequenas; 4- árvores maiores excluem árvores menores, as quais tipicamente têm menores taxas de crescimento. Felfili (1995a,b) também observou que a média de incremento arbóreo foi maior entre as maiores classes de diâmetro.

Em todos os setores, houve aumento líquido na área basal, durante o intervalo amostral (1992-98). As taxas de acréscimo, que consideram a área basal dos recrutas mais o crescimento dos indivíduos sobreviventes, foram muito superiores às taxas de mortalidade, principalmente nos setores Baixada e Dique.

Esses setores aluviais possuem densidade muito mais baixa que os setores de encosta. Dessa forma, a menor competição entre as raízes e a maior entrada de luz no aluvião podem estar favorecendo o crescimento, aliado ao fato de que as duas principais espécies aí ocorrentes são pioneiras (*Salix humboldtiana*) e clímax exigentes de luz (*Inga vera*), ou seja, estão inseridas nos grupos ecológicos que possuem um crescimento potencialmente mais rápido (Swaine e Whitmore, 1988). O fato de haver sérias restrições ambientais nessas regiões alagadas, também pode ter favorecido o sucesso no estabelecimento e crescimento das poucas espécies adaptadas a essas condições. As comunidades vegetais, nestas regiões aluviais, representam estágios serais de sucessão primária, com poucas espécies de rápido crescimento (Junk 1990). Keel e Prance (1979) corroboram essa idéia e discutem que, nos igapós da Amazônia, as espécies mudam ao longo do gradiente de umidade que ocorre entre o rio e a floresta e, ainda que muitas espécies tenham uma distribuição determinada, os limites não são muito bem delimitados. Lieberman e Lieberman (1987) também

sugerem que, nas regiões florestais úmidas em La Selva, a influência da água pode afetar a distribuição e o sucesso das árvores. Essa distribuição provavelmente se deve aos diferentes requerimentos de luz e diferentes tolerâncias à inundação das diversas espécies; e devido a isto; a densidade arbórea e a riqueza de espécies diminuí drasticamente, com a diminuição da drenagem (Peralta et al., 1987).

Salo et al. (1986) e Salo e Räsänen (1990) argumentam que, pelo fato de proporcionar altas taxas de rotatividade, os regimes de distúrbios promovem uma constante variação na estrutura de uma região florestal sujeita ao alagamento, devido a processos de deposição de sedimentos, que são diretamente dependentes da dinâmica do rio. O mesmo ocorreu no presente estudo, onde as taxas de rotatividade nos setores aluviais (Baixada e Dique), provenientes das altas taxas de acréscimo, foram significativamente maiores do que os demais. Como no presente caso, Korning e Balslev (1994a) também mostraram que as florestas inundadas parte do ano são mais dinâmicas e possuem maior instabilidade do que as florestas de terra firme, na Amazônia equatorial. Além disso, as taxas de crescimento arbóreo anual são maiores nessas regiões. O pronunciado acúmulo de biomassa lenhosa na área aluvial indica que o processo sucessional apresenta, no momento, um direcionamento positivo no sentido de adensamento florestal. Isto certamente se vincula a um acréscimo líquido constante de sedimentos no aluvião, com a melhoria progressiva da drenagem.

Espécies de gramíneas, com grande resistência estrutural e maior flexibilidade, também são favorecidas em ambientes sujeitos ao alagamento (Roberts e Ludwig, 1991). Dessa forma, a gramínea *Paspalum plenum* encontrada na área aluvial da comunidade arbórea de Madre de Deus de Minas, onde ocorre em abundância, parece estar inserida nesta categoria. Oliveira-Filho et al. (1994c) constataram que *P. plenum* é comumente encontrada nas margens

de rios no Sudeste do Brasil e que, na mesma área estudada, esta espécie se desenvolve, formando densas touceiras sob luz direta, suportando a submersão completa em períodos de enchentes severas. Os autores observaram ainda que o sombreamento parcial, proporcionado pela copa das árvores de *Salix humboldtiana* e *Inga vera*, pode restringir um pouco o crescimento de *P. plenum*, sugerindo que seja uma espécie pioneira indicadora de regiões em estágio inicial de sucessão. Junk (1990) também observou a presença de gramíneas, em regiões alagáveis, com estágio inicial de sucessão, na Amazônia, seguidos da ocupação de *S. humboldtiana*. Do ponto de vista de recrutamento arbóreo no aluvião, essa grande concentração de *P. plenum* não parece estar afetando o estabelecimento das espécies arbóreas, já que *I. vera* e *S. humboldtiana* tiveram, respectivamente, o 2º e 8º maior número de recrutas, em toda a comunidade amostrada.

De acordo com Metzger, Bernacci e Goldenberg (1997), *Inga vera* ocorre tipicamente em locais anualmente inundados. Entretanto, observou-se, no presente estudo que esta espécie foi encontrada, desenvolvendo-se tanto nas regiões menos estáveis do aluvião, quanto na floresta mesófila da encosta, sobretudo no setor Base, junto a outras espécies que formam a chamada “parede de folhas”, tais como *Miconia pusilliflora*, *Cecropia pachystachya*, *Actinostemon concolor* e, principalmente, *Eugenia neomyrtifolia*. Oliveira-Filho et al. (1994c) sugeriram que, devido ao acúmulo de sedimentos, essas espécies exigentes de luz estariam avançando em direção à área aluvial, deixando para trás ambientes favoráveis ao estabelecimento de espécies tolerantes à sombra. Considerando-se que indivíduos adultos de *I. vera* ocorreram atrás da “parede de folhas” e que os 12 indivíduos recrutados da espécie ocorreram apenas nos setores aluviais, esta hipótese ganha evidências adicionais.

O setor Base apresentou 39,4% das árvores recrutadas, mesmo possuindo um aumento no número de colmos do bambu, de 1992 a 1998. Pode-

se sugerir que a população de *Merostachys fistulosa*, apesar de estar se alastrando na área, ainda não influenciou, de forma negativa, o estabelecimento dos indivíduos arbóreos. Além disso, este setor compreende aquela região de transição denominada “parede de folhas”, que divide as áreas inclinadas da área aluvial. Este local, que é menos afetado pelas variações do nível do rio e recebe uma incidência luminosa maior do que o interior da floresta de encosta, pode ter favorecido o recrutamento arbóreo. Este setor possui um IVC muito alto de árvores de porte médio e clímax exigentes de luz, particularmente devido à abundância de *Actinostemon concolor* e, principalmente, *Inga vera*, que praticamente não se alteraram durante o intervalo amostral. Por outro lado, as espécies clímax tolerantes à sombra tiveram um baixo IVC no setor. Este fato ressalta o papel fundamental que a maior intensidade luminosa exerce sobre a estrutura e dinâmica do setor. O setor Base foi também o mais rico em espécies e teve o maior ganho (4) e a maior perda (9) de espécies. Essa maior variação florística e estrutural já havia sido considerada por Oliveira-Filho et al. (1994c), que sugeriram que os freqüentes distúrbios das cheias junto com o efeito de borda são, possivelmente, os fatores que incrementaram a diversidade e, possivelmente, a dinâmica.

A pequena palmeira tolerante à sombra, *Geonoma schottiana*, foi a espécie com o maior número de recrutas em todo o levantamento, quase um quarto de todo o recrutamento, com 32 novos indivíduos de 1992 para 1998, sendo que 28 destes se concentraram no setor Topo (54,9% dos recrutas desse setor). Parece que a crescente densidade de colmos de *Merostachys fistulosa* não está interferindo, por enquanto, no processo de recrutamento da palmeira, possivelmente porque é uma espécie clímax tolerante à sombra e possui pequeno porte, ocupando os estratos inferiores da floresta. Por outro lado, pode-se pensar também que *G. schottiana* esteja sendo favorecida pelo bambu, devido ao seu efeito negativo sobre outras espécies arbóreas. Outra questão interessante sobre

G. schottiana, é que, devido a sua grande abundância na floresta (7ª em IVC) e ainda à sua grande disponibilidade de frutos durante boa parte do ano (Lorenzi et al., 1996), ela pode funcionar como uma espécie chave para a fauna frugívora do local.

É interessante notar que apenas 15 espécies apresentaram 69,1% de toda a mortalidade encontrada no segundo levantamento, sendo que nove delas possuem porte médio e, destas, *Calyptranthes clusiaefolia*, *Ixora warmingii* e *Siparuna guianensis*, todas clímax tolerantes à sombra e importantes na composição e estrutura da comunidade arbórea amostrada, não tiveram suas taxas de mortalidade compensadas pelas taxas de acréscimo em área basal; indicando que estas espécies mostraram uma tendência a desaparecer num futuro relativamente próximo, se permanecerem essas taxas. Todas elas ocorreram nos três setores de encosta da floresta, porém com maior IVC no Topo e Meio. Swaine, Hall e Alexander (1987) concluíram que a maior mortalidade entre as árvores com menor crescimento, seria devido à supressão, sendo que árvores menores também passam por forte competição (Felfili, 1995a). Portanto, pode-se supor que estas espécies estejam sendo seriamente suprimidas pelos bambus.

O setor Meio apresentou as mais baixas taxas de recrutamento e as mais altas taxas de mortalidade. Além disso, o setor teve um aumento em IVC, de 1992 para 1998, principalmente por parte das espécies arbóreas de grande porte, tais como *Xylopia brasiliensis*, *Ocotea corymbosa*, *O. odorifera* e *Hymenaea courbaril*, sendo que esta última ocorreu quase que exclusivamente neste setor. Todas essas quatro espécies tiveram taxas de mortalidade superiores às taxas de recrutamento, em termos de número de indivíduos; porém, foram compensadas pelas altas taxas de acréscimo em área basal, indicando o vigoroso crescimento das árvores adultas sobreviventes. Nesse mesmo setor, árvores de grande porte, de todos os grupos ecológicos, tiveram aumento no IVC, enquanto aquelas de pequeno porte, quando ocorreram, tiveram o seu IVC reduzido, de 1992 para

1998. Também é possível se constatar que o crescimento dos sobreviventes de menor porte é bastante limitado no setor Meio. Contudo, é o setor que possui a maior média de diâmetros, tanto em 1992, quanto em 1998. O que pode ser explicado pelas migrações altamente significativas de indivíduos, para as maiores classes de diâmetro. Estes fatos sugerem fortemente a interferência da população de *Merostachys fistulosa*, abundante neste setor, sobre os indivíduos de porte mais baixo. Além disso, as espécies clímax tolerantes à sombra tiveram o maior IVC no setor, possivelmente devido a maior habilidade em resistir ao sombreamento promovido pelo bambu. Cabe ainda ressaltar que a interferência dos bambus não foi suficiente para promover a redução da biomassa da comunidade arbórea, graças, sobretudo, ao crescimento vigoroso das árvores mais altas, que estão livres do sombreamento promovido pela população de *M. fistulosa*.

Diminuição na densidade arbórea e aumento em área basal, como ocorreu em toda a comunidade arbórea em Madre de Deus de Minas, podem proceder de distúrbios periódicos, como os causados por furacões em Porto Rico (Crow, 1980). Lang e Knight (1983) também observaram essa tendência em Barro Colorado, Panamá. Por outro lado, pelo fato da densidade arbórea do levantamento ter flutuado significativamente, Gentry e Terborgh (1990) sugerem que a floresta estudada por eles, no Peru, esteja passando por um período instável, mesmo sem vestígios de distúrbios em larga escala.

Ao contrário do observado neste estudo, as taxas de mortalidade são geralmente independentes das classes de diâmetro das árvores nas florestas tropicais (Lieberman et al., 1985; Manokaran e Kochummen, 1987; Swaine, Hall e Alexander, 1987; Lieberman e Lieberman 1987; Lieberman et al., 1990; Gentry e Terborgh, 1990; Swaine, 1990). No presente estudo, devido à mais alta mortalidade dos indivíduos de menor porte, notou-se uma significativa redução no número de árvores, bem como na área basal das duas primeiras classes

diamétricas (5 a 9 e 9 a 17 cm), em todos os cinco setores e, principalmente, nos setores com maior densidade de colmos de bambus. O gênero *Merostachys* possui rizomas subterrâneos simpodiais, do tipo paquimorfo (McClure, 1966; Soderstrom, 1981), e, portanto, ocorre em densos agrupamentos que podem chegar à altura de até 20 metros (Sendulsky, 1995). Além disso, possui rápido crescimento vertical e colmos que se entrelaçam nas copas das árvores (Oliveira-Filho et al., 1994c). Devido a esses fatores geradores de maior sombreamento, pode-se inferir com grande segurança que a população de *M. fistulosa* em Madre de Deus de Minas esteja inibindo o estabelecimento de plântulas e o crescimento de imaturos de espécies arbóreas de diferentes guildas regenerativas, com o conseqüente aumento das taxas de mortalidade.

Merostachys é um gênero monocárpico sincrônico que floresce, frutifica e morre em intervalos de aproximadamente 32 anos (Pereira 1941; Giovannoni et al., 1946). Após a formação dos frutos e dispersão das sementes, toda a população morre e se decompõe rapidamente, deixando grandes aberturas no interior da floresta (Oliveira-Filho, et al., 1994). Como o pico da floração da população de *M. fistulosa*, na área do estudo, ocorreu no início do ano de 1999 (Guilherme e Ressel, em estudo), pode-se inferir que o segundo inventário tenha sido feito no período final de um ciclo de maior interferência dessa população, na comunidade arbórea. Pode-se supor, portanto, que o estabelecimento arbóreo nos setores de encosta se torne mais efetivo após a morte da população dos bambus, pois, de acordo com Pereira (1941), a rebrotação de *M. fistulosa* ocorre aproximadamente seis anos após o seu período reprodutivo. De acordo com Franklin et al. (1979), o recrutamento de espécies arbóreas, em áreas dominadas por bambus monocárpicos, restringe-se aos anos seguintes à floração e morte dos bambus.

Oliveira-Filho et al. (1994c) comentaram que o estabelecimento de *Merostachys fistulosa* na área de estudo deveria ter sido facilitado por

inundações catastróficas no passado, coincidentes com o período reprodutivo da população. No entanto, tem-se observado algumas florestas relativamente próximas a Madre de Deus de Minas, que possuem populações desse bambu, porém, longe de cursos d'água; inferindo que esta espécie possa ser, portanto, uma colonizadora bastante efetiva, em várias situações de distúrbios, podendo se estabelecer em clareiras formadas naturalmente no interior de florestas e expandindo-se, posteriormente, pelas áreas adjacentes.

No setor Meio, onde o número de colmos de *Merostachys fistulosa* foi maior, as taxas de mortalidade foram expressivamente maiores do que as taxas de recrutamento, proporcionando uma rotatividade muito elevada de árvores, induzindo na mais alta instabilidade já documentada em florestas tropicais (365,8 anos). Dessa forma, este setor passa por uma fase extremamente dinâmica e instável, possivelmente devido a abundância de colmos de *M. fistulosa*. Pelo simples estabelecimento deste bambu, há algum tempo atrás, e sua posterior expansão, pode-se afirmar que eventos históricos estão interferindo na dinâmica da comunidade arbórea da área de encosta, que passa por uma fase de não equilíbrio, no conceito de Hubbell e Foster (1990b).

Gentry e Terborgh (1990) encontraram taxas de mortalidade superiores às taxas de recrutamento, em uma floresta tropical no Peru, sugerindo que o equilíbrio ainda não foi alcançado. Whitmore (1988) afirma que fatores externos podem, continuamente, criar grandes clareiras, fazendo com que florestas nunca atinjam a condição de equilíbrio. Na comunidade arbórea de Madre de Deus de Minas, distúrbios internos e biológicos, vinculados à população de *Merostachys fistulosa*, certamente estão causando essa instabilidade.

6 CONCLUSÕES

Devido ao maior acréscimo de sedimentos, em virtude da variação do nível do rio ao longo do ano, foram encontradas elevadas taxas de rotatividade, em função do maior incremento em área basal das árvores, nos setores aluviais, principalmente das espécies *Inga vera* e *Salix humboldtiana*.

Fortes evidências indicaram que a floresta está avançando em direção à área aluvial, devido à freqüente deposição de sedimentos neste local.

Nos setores de encosta, observou-se uma nítida separação entre as classes de diâmetro, com diminuição na densidade de árvores menores e maiores taxas de migração de indivíduos, para as classes de tamanho superior. De fato, isto foi proporcionado pela população de *Merostachys fistulosa*, ou seja, um distúrbio biológico responsável pelas altas taxas de mortalidade e baixas taxas de recrutamento, que gerou maior instabilidade nestes habitats, principalmente no setor Meio, onde a densidade de colmos foi maior.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARRIAGA, L. Gap dynamics of a tropical cloud forest in Northeastern Mexico. **Biotropica**, St. Louis, v.20, n.3, p.178-184, 1988.
- 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 rhythms and long-term changes**. Washington: Smithsonian Institution, 1996. p.101-108.
- CAMARGO, J.L.C.; KAPOV, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.11, p.205-221, 1995
- CAREY, V.E.; 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, n.3, p.255-265, 1994.
- CARVALHO, L.M.T. de. **Dinâmica de clareiras em uma floresta de nuvem na Serra do Ibitipoca, Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 1997. 52p. (Dissertação – Mestrado em Manejo Ambiental).
- CLARK, D.A. Plant demography. In: McDADE, L.A.; BAWA, K.S.; HESPENHEIDE, H.A.; HARTSHORN, G.S. (eds.). **La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest**. Chicago: University of Chicago, 1994. p.90-105.
- CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Short-term dynamics of a neotropical forest. **Bioscience**, Washington, v.42, n.11, p.822-828, 1992.
- 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**, Durham, v.65, n.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. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, St. Louis, v.12, p.47-55, 1980. (suplemento).
- DENSLOW, J.S. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.18, p.431-451, 1987.
- DENSLOW, J.S.; HARTSHORN, G.S. Tree-fall gap environments and forest dynamic processes. In: McDADE, L.A.; BAWA, K.S.; HESPENHEIDE, H.A.; HARTSHORN, G.S. (eds.). **La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest**. Chicago: University of Chicago, 1994. p.121-127.
- DUIVENVOORDEN, J.F. Patterns of tree species richness in rain forests of the middle Caquetá area, Colombia, NW Amazonia. **Biotropica**, St. Louis, v.28, n.2, p.142-158, 1996.
- ENGEL, V.L. Silvegênese, dinâmica de fragmentos e a conservação de florestas tropicais. **Série Técnica Florestal**, Botucatu, v.1, n.1, 1993. 21p.
- 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, 1995a.
- FELFILI, J.M.. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, The Hague, v.117, p.1-15, 1995b
- FILGUEIRAS, T.S. Bambus nativos do Distrito Federal, Brasil (Gramineae: Bambusoideae). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.11, p. 47-66, 1988a.

- *
FILGUEIRAS, T.S. A floração dos bambus e seu impacto ecológico. *Eugeniana*, Nova Friburgo, v.15, p.1-8, 1988b.
- FRANKLIN, J.; MAEDA, T.; OHSUMI, Y.; MATSUI, M.; YAGI, H.; HAWK, G.M.** Subalpine coniferous forests of central Honshu, Japan. *Ecological Monographs*, Durham, v.49, p.311-334, 1979.
- GALETI, P.A.** *Conservação do solo, reflorestamento e clima*. Campinas: Insitituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1989. 286p.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F.** Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v.55, n.4, p.753-767, 1995.
- GAVILANES, M.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; VILELA, E.A.** Flora arbustivo-arbórea de uma mata ciliar do alto Rio Grande, em Madre de Deus de Minas, MG. *Daphne*, Belo Horizonte, v.2, n.4, p.15-24, 1992.
- GENTRY, A.H.; TERBORGH, J.** Composition and dynamics of the Cosha Cashu 'mature' floodplain forest. In: GENTRY, A.H. (ed.). *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University, 1990, p.542-564.
- GIOVANNONI, M.; VELLOZO, L.G.C.; KUBIAK, G.V.L.** Sobre as "ratadas" do primeiro planalto paranaense. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, Curitiba, v.1, p.185-95, 1946.
- HARTSHORN, G.S.** Neotropical forest dynamics. *Biotropica*, St. Louis, v.12, p.23-30, 1980. (suplemento).
- HARTSHORN, G.S.** An overview of neotropical forest dynamics. In: GENTRY, A.H. (ed.). *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University, 1990. p.585-599.

HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In: CRAWLEY, M.J. (ed.). **Plant Ecology**. Oxford: Blackwell Scientific, 1986, p.77-96.

HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. The spacial context of regeneration in a neotropical forest. In: GRAY, A.J.; CRAWLEY, M.J.; EDWARDS, P.J. (eds.). **Colonization, succession and stability**. New Haven: Yale University, 1987. p.395-412.

HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Structure, dynamics, and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. In: GENTRY, A.H. (ed.). **Four neotropical rainforests**. New Haven: Yale University, 1990a. p.522-541.

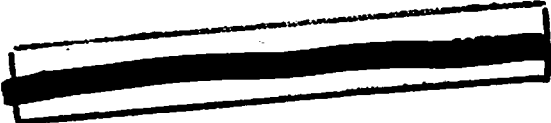
HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. The fate of juvenile trees in a neotropical forest: implications for the natural maintenance of tropical tree diversity. In: HADLEY, M.; BAWA, K.S. (eds.). **Reproductive ecology of tropical forests plants**. New Jersey: Parthenon Publishing, 1990b. p.317-341.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Série manuais técnicos em geociências. Rio de Janeiro: DEDIT/CDDI, n.1, 1991. 92p.

JANS, L.; POORTER, L.; VAN ROMPAEY, R.S.A.R.; BONGERS, F. Gaps and forest zones in tropical moist forest in Ivory Coast. **Biotropica**, St. Louis, v.25, n.3, p.258-269, 1993.

JANZEN, D.H. Why bamboos wait so long to flower. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.7, p.347-91, 1976.

JARDIM, F.C.S. Mortalidade e crescimento na floresta equatorial de terra firme. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, (Série Bot.), Belém, v.6, n.2, p.227-235, 1990.



JUNK, W.J. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: HOLM-NIELSEN, L.B.; NIELSEN, I.C.; BALSLEV, H. (eds.). **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity**. London: Academic Press, 1990. p.47-64.

KEEL, S.H.K.; PRANCE, G.T. Studies of the vegetation of a white-sand black-water igapó (Rio Negro, Brazil). *Acta Amazonica*, Manaus, v.9, n.4, p.645-655, 1979.

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 the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v.10, p.151-166, 1994b.

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, n.5, p.1075-1080, 1983.

LAURENCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 616p.

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*, London, v.73, p.915-924, 1985.

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

LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D.; PERALTA, R.; HARTSHORN, G.S.
Canopy closure and the distribution of tropical forest tree species at La
Selva, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.11, p.161-
178, 1995.

LONDOÑO, X. Aspectos sobre la distribución y la ecología de los bambues de
Colombia (Poaceae: Bambusoideae). **Caldasia**, Bogotá, v.16, n.77, p.139-
53, 1990.

LORENZI, H.; SOUZA, H.M. de; MEDEIROS-COSTA, J.T. de; CERQUEIRA,
L.S.C. de; VON BEHR, N. **Palmeiras no Brasil: exóticas e nativas**. Nova
Odessa: Plantarum, 1996. 303p.

LUGO, A.E.; SCATENA, F.N. Background and catastrophic tree mortality in
tropical moist, wet, and rain forests. **Biotropica**, St. Louis, v.28, n.4a, p.585-
599, 1996.

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

MC CLURE, F.A. **The bamboos: a fresh perspective**. Cambridge: Harvard
University Press, 1966. 347p.

METZGER, J.P.; BERNACCI, L.C.; GOLDENBERG, R. Pattern of tree species
diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). **Plant
Ecology**, Oxford, v.133, p.135-152, 1997.

- MILTON, K.; LACA, E.A.; DEMMENT, M.W. Successional patterns of mortality and growth of large trees in a Panamanian lowland forest. **Journal of Ecology**, London, v.82, p.79-87, 1994.
- OLDEMAN, R.A.A. Dynamics in tropical rain forests. In: HOLM-NIELSEN, L.B.; NIELSEN, I.C.; BALSLEV, H. (eds.). **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity**. London: Academic Press, 1990a. p.03-21.
- OLDEMAN, R.A.A. **Forests: Elements of Silvology**. Berlin: Springer-Verlag Heidelberg, 1990b.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. de; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A.; GAVILANES, M.L. Differentiation of streamside and upland vegetation in an area of montane semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora**, London, v.189, p.287-305, 1994a.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. de; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A.; GAVILANES, M.L. Effects of soils and topography on the distribution of the tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.10, p.483-508, 1994b.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. de; VILELA, E.A.; GAVILANES, M.L.; CARVALHO, D.A. Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio**, The Hague, v.113, p.99-124, 1994c.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. de; MELLO, J.M.; SCOLFORO, J.R. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology**, Oxford, v.131, p.45-66, 1997a.

- OLIVEIRA-FILHO, A.T. de; CURI, N.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A. Tree species distribution along soil catenas in a riverside semideciduous forest in southeastern Brazil. *Flora*, London, v.192, p.47-64, 1997b.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. de; CURI, N.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A. Variations in tree community physiognomy and structure among soil types within a fragment of semideciduous forest in south-eastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, Oxford, 1999 (no prelo).
- PENNINGTON, T.E. *The genus Inga – Botany*. Kew: Royal Botanic Gardens, 1998. 844p.
- PERALTA, R.; HARTSHORN, G.S.; LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Reseña de estudios a longo plazo sobre composición florística y dinámica del bosque tropical en La Selva, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, San José, v.35, p.23-39, 1987 (suplemento).
- PEREIRA, C. Sobre as “ratadas” no sul do Brasil e o ciclo vegetativo das taquaras. *Arquivos do Instituto de Biologia de São Paulo*, São Paulo, v.12, p.175-95, 1941.
- PHILLIPS, O.L. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. *Environmental Conservation*, Lausanne, v.23, n.3, p.235-248, 1996.
- PHILLIPS, O.L.; GENTRY, A.H. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science*, Washington, v.263, p.954-958, 1994.
- PIRES, J.M.; PRANCE, G.T. The Amazon forest: a natural heritage to be preserved. In: PRANCE, G.T.; ELIAS, T.S. (eds.). *Extinction is forever*. New York: New York Botanical Garden, 1977. p.158-194.
- POORTER, L.; BONGERS, F. *Ecology of tropical forests*. Wageningen Agricultural University, 1993. 223p.

- 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 rythms and long-term changes**. Washington: Smithsonian Institution, 1996. p.95-100.
- RAMOS, M.M. Regeneración natural y diversidad de especies arbóreas en selvas húmedas. **Bolletín Sociedad Botánica del México**, Cidade do México, v.54, p.179-224, 1994.
- 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 Amazon. In: GENTRY, A.H. (ed.). **Four neotropical rainforests**. New Haven: Yale University, 1990. p.573-584
- RAVEN, P.H. Nossas decrescentes florestas tropicais. In: WILSON, E.O. (org.). **Biodiversidade**, Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p.153-157.
- ROBERTS, J.; LUDWIG, J.A. Riparian vegetation along current-exposure gradients in floodplain wetlands of the river Murray, Australia. **Journal of Ecology**, London, v.79, p.117-127, 1991.
- SALO, J.; RÄSÄNEM, M. Hierarchy of landscape patterns in western Amazon. In: HOLM-NIELSEN, L.B.; NIELSEN, I.C.; BALSLEV, H. (eds.). **Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity**. London: Academic Press, 1990. p.35-45.
- SALO, J.; KALLIOLA, R.; HÄKKINEN, I.; MKINEN, Y.; NIEMELÄ, P.; PUHAKKA, M.; COLEY, P.D. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. **Nature**, London, v.322, n.17, p.254-258, 1986.
- SENDULSKY, T. *Merostachys multiramea* (Poaceae: Bambusoideae: Bambuseae) and similar species from Brazil. **Novon**, St. Louis, v.5, p.76-96, 1995.

- SENDULSKY, T. Twelve new species of *Merostachys* (Poaceae: Bambusoideae: Bambuseae) from Brazil. *Novon*, St. Louis, v.7, p.285-307, 1997.
- SHEIL, D.; MAY, R.M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology*, London, v.84, p.91-100, 1996.
- SHEIL, D.; BURSLEM, D.F.R.P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology*, London, v.83, p.331-333, 1995.
- SIEBEL, H.N.; BLOM, C.W.P.M. Effects of irregular flooding on the establishment of tree species. *Acta Botanica Neerlandica*, Amsterdam, v.47, n.2, p.231-240, 1998.
- SODERSTROM, T.R. Observations on a fire-adapted bamboo of the Brazilian cerrado, *Actinocladum vericillatum* (Poaceae: Bambusoideae). *American Journal of Botany*, Columbus, v.68, n.9, p.1200-1211, 1981.
- SODERSTROM, T.R.; CALDERÓN, C.E. Primitive forest grasses and evolution of the Bambusoideae. *Biotropica*, St. Louis, v.6, n.3, p.141-153, 1974.
- SODERSTROM, T.R.; CALDERÓN, C.E. A commentary on bamboos (Poaceae: Bambusoideae). *Biotropica*, St. Louis, v.11, n.3, p.161-172, 1979a.
- SODERSTROM, T.R.; CALDERÓN, C.E. Ecology and phytosociology of bamboo vegetation. In: NUMATA, M. (ed.). *Ecology of grasslands and bamboolands in the world*. Chiba: VEB Gustav Fischer Verlag, 1979b. p.223-236.

- 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**. London: Academic Press, 1990. p.101-110.
- SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, The Hague, v.75, p.81-86, 1988.
- SWAINE, M.D.; HALL, J.B.; ALEXANDER, I.J. Tree population dynamics at Kade, Ghana (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v.3, p.331-345, 1987.
- 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.; LIEBERMAN, D.; HALL, J.B. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. *Vegetatio*, The Hague, v.88, p.31-51, 1990.
- TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*, St. Louis, v.24, n.2b, p.283-292, 1992.
- UHL, C.; CLARK, K.; DEZZEO, N.; MAQUIRINO, P. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology*, Oxford, v.69, p.751-763, 1988.
- VANCLAY, J.K. **Modelling forest growth and yield. applications to mixed tropical forests**. Guildford: CAB Internatinonal, Bidlles Ltd, 1994.
- VAN DER MEER, P.J.; BONGERS, F. Patterns of tree-fall and branch-fall in a tropical rain forest in French Guiana. *Journal of Ecology*, London, v.84, p.19-29, 1996.

- VAN DER VALK, A.G. Succession in wetlands: a gleasonian approach. *Ecology*, Oxford, v.62, n.3, p.688-696, 1981.
- VAN SPLUNDER, I.; COOPS, H.; VOESENEK, L.A.C.J.; BLOM, C.W.P.M. Establishment of alluvial forest species in floodplains: the role of dispersal timing, germination characteristics and water level fluctuations. *Acta Botanica Neerlandica*, Amsterdam, v.44, n.3 p.269-278, 1995.
- VEBLEN, T.T. Growth patterns of *Chusquea* bamboos in the understory of Chilean Nothofagus forests and their influences in forest dynamics. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, Oxford, v.109, n.4, p.474-487, 1982.
- VILELA, E.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. de; GAVILANES, M.L.; CARVALHO, D.A. Espécies de matas ciliares com potencial para estudos de revegetação no alto Rio Grande, sul de Minas. *Revista Árvore*, Viçosa, v.17, n.2, p.117-128, 1993.
- WHITMORE, T.C. The influence of tree population dynamics on forest species composition. In: DAVY, A.J.; HUTCHINGS, M.J.; WATKINSON, A.R. (eds.). *Plant population ecology*. Oxford: Blackwell, 1988. p.271-291.
- WHITMORE, T.C. *An introduction to tropical rain forests*. Oxford: Oxford University, 1990. 226p.
- YOUNG, K.R. Natural history of an understory bamboo (*Chusquea sp.*) in a tropical timberline forest. *Biotropica*, St. Louis, v.23, n.4b, p.542-554, 1991.
- ZAR, J.H. *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice-Hall, 1996. 662p.
- ZUIDEMA, P.A.; SAYER, J.A.; DIJKMAN, W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. *Environmental Conservation*, Lausanne, v.23, n.4, p.290-297, 1996.

