



**ÉCIO SOUZA DINIZ**

**DINÂMICA DE UMA FLORESTA ATLÂNTICA  
SEMIDECÍDUA**

**LAVRAS - MG**

**2013**

**ÉCIO SOUZA DINIZ**

**DINÂMICA DE UMA FLORESTA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho

Coorientador

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes

**LAVRAS - MG**

**2013**

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca da UFLA**

Diniz, Écio Souza.

Dinâmica de uma Floresta Atlântica Semidecídua / Écio Souza  
Diniz. – Lavras : UFLA, 2013.

100 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2013.

Orientador: Warley Augusto Caldas Carvalho.

Bibliografia.

1. Sucessão ecológica. 2. Estudos de longa duração. 3. Ganho em área basal. 4. Mortalidade. 5. Heterogeneidade ambiental. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52642

**ÉCIO SOUZA DINIZ**

**DINÂMICA DE UMA FLORESTA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 28 de fevereiro de 2013;

Dra. Luciana Botezelli UNIFEI

Dr. Paulo Oswala do Garcia UFLA

Dr. Rubens Manoel dos Santos UFLA



Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho  
Orientador

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes  
Coorientador

**LAVRAS – MG**

**2013**

Este trabalho é dedicado à minha família, especialmente aos meus pais, Silvio Almir Ferreira Diniz e Maraisa Aparecida de Souza Diniz, que me proporcionaram iniciar este caminho e estiveram comigo em todos os momentos.

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

À Deus;

À minha família, especialmente meus pais, ao meu avô José Ferreira Diniz; pela inspiração em sempre buscar aprimorar os estudos, e minha avó Cleusa Maria Ferreira Diniz, pela atenção comigo;

Aos meus avós, José Geraldo Neto e Maria Diniz (ambos *in memoriam*), pelo exemplo de honestidade e perseverança acima de tudo;

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciências Florestais, pela oportunidade de realizar este e demais trabalhos científicos, como todo o amadurecimento profissional adquirido em meu tempo de estadia;

Ao professor, Warley Augusto Caldas Carvalho, pela orientação e ensinamentos durante o curso;

Ao professor, Rubens Manoel dos Santos, pela participação essencial nos trabalhos de campos, auxílio em análises dos dados e discussões científicas que pude participar e sempre me tiveram muito a acrescentar em conhecimento;

Ao professor Paulo Oswaldo Garcia, pela constante boa vontade no auxílio crucial em questões metodológicas, análises de dados e trabalho de campo. Além disso, pelas proveitosas conversas acerca de ecologia e esclarecimentos sobre o meio científico que sempre me serão úteis;

Ao professor Marco Aurélio Leite Fontes, pelos auxílios em questões diversas, coorientação e amizade;

Ao professor Ferdinando Fileto, pelos conselhos que me faziam ver sempre o lado bom das dificuldades;

Ao pessoal do Laboratório de Conservação e manejo da biodiversidade (CONFLORA) do Departamento de Ciências Florestais, pelo auxílio na execução deste trabalho;

Aos colegas da UFLA; Aline, Carolzinha, Débora, Diego, Gisele, Poly, Patrícia e Raisal pelo companheirismo e amizade de sempre;

Aos futuros mestres em Engenharia Florestal, Eduardo, Thomaz, Ravi e Vinícius, pela amizade que construímos e “palhaçadas” que tornavam o ambiente de trabalho mais agradável;

Enfim, a todos que estiveram comigo durante o este trajeto.

## RESUMO

Com o presente estudo objetivou-se analisar se a dinâmica confirma a influência da heterogeneidade ambiental na estruturação do componente arbóreo, em uma área de Floresta Atlântica Semidecídua, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito no município de Lavras, região sul do estado de Minas Gerais. O estudo foi conduzido em duas transeções, alocadas em 26 e 38 parcelas, respectivamente, de 10 m x 30 m. A transeção B foi inventariada nos anos de 2000, 2005 e 2011, e a C em 2001, 2006 e 2011. Nos dois trechos da floresta (transeções B e C) houve predominância, dentre as 10 espécies mais abundantes, como também entre espécies de baixa abundância que ingressaram e deixaram a comunidade, de árvores climáticas (tolerantes a sombra e exigentes de luz), que é indicativo de estágio sucessional avançado. O avanço da sucessão também foi indicado pela tendência do desbaste de indivíduos menores (5 a 10 cm de diâmetro), e regeneração dos indivíduos maiores que 10 cm, para as 10 espécies mais abundantes em ambas as transeções. No entanto, a transeção C apresentou maior crescimento de árvores maiores que 10 cm de diâmetro. As taxas médias anuais de mortalidade, recrutamento, mudança líquida em número de indivíduos e área basal, e taxas de ganho em área basal na transeção B demonstraram para os dois intervalos analisados (2000 a 2005 e 2005 a 2011) que este trecho da floresta está avançando na sucessão, o que é auto desbaste no componente arbóreo, sobretudo de árvores menores. O auto desbaste é caracterizado pela redução do número de indivíduos e aumento da área basal. As taxas de rotatividade em área basal para ambas as transeções mostraram que está havendo um acelerado acúmulo em biomassa. Na transeção C no intervalo entre 2001 a 2006 o seu trecho de floresta analisado demonstrou que passava por uma etapa de equilíbrio, caracterizada pelo aumento simultâneo da área basal e número de indivíduos. Entretanto, no intervalo entre 2006 a 2011, o componente arbóreo na transeção C demonstrou uma transição para um processo de regeneração, após o desbaste dos indivíduos arbóreos. Os resultados deste estudo mostraram que a heterogeneidade ambiental dos dois trechos da floresta, provavelmente, é o principal fator que influencia na dinâmica arbórea, formando mosaicos florestais distintos ao longo do tempo.

Palavras-chave: Estudos de longa duração. Autodesbaste. Mortalidade. Sucessão ecológica. Heterogeneidade ambiental.



## ABSTRACT

The present study aimed to analyze if the dynamics confirms the influence of environmental heterogeneity in the structure of the tree component, in an area of Semideciduous Atlantic Forest in Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, southern of Minas Gerais state. The study was conducted in two transects sampled placed in 26 and 38 plots, respectively, of 10m x 30m. The transect B was inventoried in 2000, 2005 and 2011, and C in 2001, 2006 and 2011. In both forest sections (transects B and C) predominated among the 10 most abundant species, but also between species of low abundance who entered and left the community, the presence of climax trees (shade-tolerant and light demanding), which is indicative of advanced successional stage. The advancement of succession was also indicated by the thinning trend of smaller individuals (5 to 10 cm in diameter), and regeneration of individuals greater than 10 cm for the 10 most abundant species in both transects. However, transection C showed a greater growth of trees greater than 10cm diameter. The average annual rates of mortality, recruitment, net change in density and basal area, and rates of gain in basal area in transect B demonstrated for the two intervals analyzed (2000 to 2005 and 2005 to 2011) that this part of the forest is advancing in succession, which is characterized by thinning out the tree component, especially for smaller trees. The thinning out is characterized by reducing the number of individuals and increased basal area. Turnover rates in basal area for both transects that there is a rapid accumulation of biomass. In transect C in the interval from 2001 to 2006 his patch of forest analysis showed that passed through a stage of equilibrium, characterized by the simultaneous increase of basal area and number of individuals. However, in the range of 2006 to 2011, the tree component in C transect showed a transition to a regeneration process after thinning of the trees. The results of this study showed that the heterogeneity of the two parts of the rainforest is probably the main factor that influences the dynamic tree, forming distinct forest mosaics over the time.

Keywords: Long-term studies. Thinning out. Mortality. Ecological succession. Environmental heterogeneity.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Distribuição das fisionomias vegetacionais do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras-MG.....	26
Figura 2	Localização e disposição das transeções amostrais (B e C) no estudo de longa duração da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras-MG .....	30
Figura 3	Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico .....	45
Figura 4	Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico .....	46
Figura 5	Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico .....	47
Figura 6	Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico .....	49
Figura 7	Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico .....	50
Figura 8	Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico .....	51
Figura 9	Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico .....	58
Figura 10	Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico .....	59
Figura 11	Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico .....	60
Figura 12	Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico .....	61

Figura 13	Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico .....	62
Figura 14	Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico .....	63
Figura 15	Distribuição de abundância por classes de diâmetro das 10 espécies mais abundantes, distribuídas pelas 26 parcelas da transeção B, em uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, num período de 11 anos (2000 a 2011).....	67
Figura 16	Distribuição de abundância por classes de diâmetro das 10 espécies mais abundantes, distribuídas pelas 26 parcelas da transeção B, em uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, num período de 11 anos (2000 a 2011).....	69
Figura 17	Distribuição de abundância por classes de diâmetro das 10 espécies mais abundantes, distribuídas pelas 38 parcelas da transeção C, em uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, num período de 10 anos (2001 a 2011).....	71
Figura 18	Distribuição de abundância por classes de diâmetro das 10 espécies mais abundantes, distribuídas pelas 38 parcelas da transeção C, em uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, num período de 10 anos (2001 a 2011).....	74
Figura 19	Distribuição em abundância dos indivíduos arbóreos por classes de diâmetro, em uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada num período de 11 anos, nas 26 parcelas da transeção B, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito .....	83

Figura 20 Distribuição em abundância dos indivíduos arbóreos por classes de diâmetro, em uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada num período de 10 anos, nas 38 parcelas da transeção C, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito ..... 87

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada em estudo de longa duração nas transeções B e C, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito .....	37
Tabela 2	Testes $t$ de Student e $t$ de Hutcheson aplicados para parâmetros obtidos para a estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrados em estudo de longa duração nas transeções B e C, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.....	37
Tabela 3	Estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada em estudo de longa duração nas 26 parcelas da transeção B, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito .....	43
Tabela 4	Estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada em estudo de longa duração nas 38 parcelas da transeção C, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito .....	55
Tabela 5	Taxas de dinâmica do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, num período de 11 anos (2000 a 2011).....	76
Tabela 6	Taxas de dinâmica do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Sul de Minas Gerais, num período de 10 anos (2001 a 2011).....	78

Tabela 7	Dinâmica por classes de diâmetro do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada nas 26 parcelas da transeção B, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, inventariada nos anos de 2000, 2005 e 2011 .....	84
Tabela 8	Dinâmica por classes de diâmetro do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada nas 38 parcelas da transeção C, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, inventariada nos anos de 2001, 2006 e 2011 .....	88

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	15
<b>2</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	18
<b>2.1</b>	<b>Características e dinâmica das Florestas Tropicais</b> .....	18
<b>2.2</b>	<b>As Florestas Estacionais Semidecíduas</b> .....	21
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	25
<b>3.1</b>	<b>Descrição da área de estudo</b> .....	25
<b>3.2</b>	<b>Levantamento da comunidade arbórea</b> .....	28
<b>3.3</b>	<b>Análises das alterações estruturais do componente arbóreo</b> .....	30
<b>3.4</b>	<b>Dinâmica da comunidade arbórea</b> .....	32
<b>3.5</b>	<b>Dinâmica da vegetação por classes de diâmetro</b> .....	34
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	36
<b>4.1</b>	<b>Estrutura do componente arbóreo</b> .....	36
<b>4.2</b>	<b>Distribuição por classes de diâmetro</b> .....	65
<b>4.3</b>	<b>Dinâmica do componente arbóreo</b> .....	74
<b>4.4</b>	<b>Dinâmica do componente arbóreo por classes de diâmetro</b> .....	82
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	90
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	91

## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil representa uma das floras mais ricas do mundo, exibindo uma vegetação de grande complexidade, a floresta tropical. Dentre as florestas tropicais brasileiras, a Mata Atlântica representa grande domínio vegetacional, composta por um conjunto de fisionomias amplamente distribuídas por diversas regiões e localidades. Essas fisionomias apresentam, em muitos casos, acentuadas particularidades florísticas e estruturais, que nos permitem separá-las de outros extensos domínios de vegetação (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

Dentre os diversos tipos de florestas tropicais brasileiras, a Floresta Estacional Semidecidual é de especial interesse, pois além de apresentar grande diversidade florística, é uma das fisionomias do domínio Atlântico mais afetadas pelos processos antropogênicos (BRASIL, 2010). Um dos principais fatores que intensifica os impactos provenientes das ações antrópicas sobre essas florestas é, sobretudo, o uso do solo das mesmas para agricultura, visto que nas matas mais próximas a cursos d'água como as ciliares a fertilidade do solo é relativamente superior (BERG; OLIVEIRA FILHO, 2000).

Apesar da importância da Mata Atlântica, visto que a mesma ainda abriga uma parcela significativa da biodiversidade brasileira, ainda há carência de atenção pela comunidade científica, no empenho de pesquisas que auxiliem a compreensão dos diversos fatores que operam sobre o desenvolvimento das florestas tropicais. Além disso, é fundamental o entendimento dos fatores que influem nos processos dinâmicos de uma floresta, como a mortalidade e a regeneração de espécies, os efeitos da fragmentação antrópica e a sucessão ecológica (GARIGUATA; KATTAN, 2002; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987).



Os estudos ecológicos de longa duração são uma importante ferramenta, para elucidar as causas de diversos processos que determinam padrões ecológicos em comunidades florestais ao longo do tempo. Estes estudos permitem obter informações de tal natureza, por meio de coleta de informações em intervalos sistemáticos de tempo de monitoramento, possibilitando uma visualização mais concisa dos padrões e processos ecológicos observados em uma comunidade (PHILLIPS, 1996).

As intensas modificações em comunidades arbóreas tropicais, oriundas de processos de fragmentação vêm sendo amplamente estudadas, sobretudo, na última década. A heterogeneidade ambiental promovida após perturbações, causadas pela fragmentação florestal evidencia a redução do tamanho das comunidades e a redução da quantidade e qualidade de habitat (WHITMORE, 1997), e perdura no tempo influenciando na capacidade competitiva das espécies e na disponibilidade de recursos (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997). Diante do exposto, torna-se de suma importância a obtenção de informações acerca da dinâmica de Florestas Tropicais, como as Semidecíduais, visando fornecer subsídio para sua conservação. Tais iniciativas representam o ponto de partida, para conhecer a dinâmica de remanescentes de vegetação como o que está sendo estudado há pelo menos 33 anos no município de Lavras, sul do Estado de Minas Gerais.

Com essas justificativas, a equipe de pesquisa do setor de ecologia florestal do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras, propôs a condução deste estudo, que visa auxiliar no entendimento do comportamento de comunidades arbóreas em florestas tropicais ao longo do tempo. Assim, este estudo teve como objetivo analisar se a dinâmica confirma a influência da heterogeneidade ambiental na estruturação do componente arbóreo, em uma área de Floresta Atlântica Semidecídua, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito no município de Lavras, região sul do estado de Minas

Gerais. Especificamente foram analisadas em dois trechos da floresta do parque alterações relativas à abundância, biomassa e composição de espécies.

## **2 REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 Características e dinâmica das Florestas Tropicais**

As florestas tropicais ocorrem entre os trópicos (Câncer e Capricórnio), tendo como intermédio de divisão a linha do Equador e sua distribuição pelo mundo abrange cerca de 11,5 milhões de km<sup>2</sup>, o que equivale a cerca de 7% da área terrestre mundial. Essas concentram aproximadamente 57% de suas áreas de distribuição nas Américas, 25% na Ásia e 18% na África (ALLABY; GARRAT, 2006). No Brasil, a floresta tropical ocupa 509,8 milhões de hectares de florestas naturais. Neste contexto, a Floresta Atlântica ocupa uma área total de 111.018.200 há e representa 13% do território nacional (BRASIL, 2010).

A floresta tropical foi visualizada por muito tempo, pelos ecólogos, como uma comunidade clímax, imutável, com capacidade de autorregeneração (GUARIGUATA; KATTAN, 2002). Era considerado que em locais onde as condições de temperatura e precipitação fossem favoráveis, e predominasse a ausência de perturbações externas, se desenvolveria uma floresta complexa e madura que atingiria um estado estável em sua estrutura e funcionamento, sem mudanças futuras (GUARIGUATA; KATTAN, 2002; OLDEMAN, 1990).

No entanto, o clima nos trópicos influencia a formação dessas florestas, que apresentam temperatura média anual em torno de 20 °C e precipitação aproximada ou superior a 1.100 mm anuais. Essas particularidades causam modificações na composição florística e estrutural, determinando o grau de variação da produtividade dos diversos tipos de florestas tropicais (ALLABY; GARRATT, 2006; GUARIGUATA; KATTAN, 2002), assim como influenciam as configurações espaciais e temporais das populações que compõe tais comunidades florestais (OLDEMAN, 1990).

O solo também tem um importante papel no desenvolvimento de uma floresta tropical, pois nele residem os nutrientes necessários para o desenvolvimento da vegetação e as espécies que a compõe (ALLABY; GARRATT, 2006; CARSON; SCHNITZER, 2008). Assim, as variações nas classes de solo de uma área, expressas por variações no seu regime hídrico, variações físicas e topográficas, bem como sua composição química, estão entre os fatores principais que atuam no estabelecimento, desenvolvimento e distribuição de espécies vegetais ao longo do tempo (BOTREL et al., 2002; CARVALHO; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2007; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a; RODRIGUES et al., 2007), levando a formação de fisionomias vegetacionais diversificadas (CLARK, 2002).

Além dos efeitos do solo, a fragmentação florestal tem se tornado nas últimas décadas um fator crucial na determinação da dinâmica das comunidades vegetais (ASQUITH, 2002; LAURENCE et al., 2002), pois acarreta pronunciadas diferenças na estrutura e composição florística de uma floresta (BRASIL, 2003; GUIMARÃES et al., 2008; LAURENCE et al., 2002; OLIVEIRA FILHO et al., 2007a).

Diante das amplas variações que ocorrem em florestas tropicais provocadas por agentes diversos (edáficos, climáticos e biogeoquímicos) (BOTREL et al., 2002; PHILLIPS et al., 2004), estas podem ser compreendidas como um mosaico de manchas com diferentes idades, provenientes de perturbações naturais e ou antrópicas (HOFFMANN; SOLBRIG, 2003), e das variações climáticas ocorridas em momentos distintos do tempo (GUARIGUATA; KATTAN, 2002).

Os fatores bióticos, como a competição intra e interespecífica, juntamente com fatores abióticos também influenciam as mudanças que ocorrem em uma floresta, como por exemplo, o aumento do número espécies pioneiras diante do aumento de bordas em uma determinada floresta (BRASIL, 2010).

Dessa forma, os diversos tipos e níveis de perturbação que ocorrem em uma comunidade florestal, ocasiona uma heterogeneidade ambiental, que pode gerar padrões ecológicos ligados à localidades específicas dessa comunidade (LEGENDRE; FORTIN, 1989; OLDEMAN, 1990).

Os diversos fatores citados anteriormente podem interferir nos processos de recrutamento de indivíduos e abertura natural do dossel, que têm um papel determinante na dinâmica e estrutura da comunidade (CLARK; CLARK, 1987), e são a base para compreender a influência de perturbações passadas nos padrões ecológicos observados (HUTCHINGS, 1997). Assim, atributos relacionados à biomassa (incrementos em diâmetro e área basal, em um determinado intervalo de tempo) e demografia (quantificação dos indivíduos, recrutamento e mortalidade em uma nova etapa de medição) devem ser levados em consideração para analisar e compreender a dinâmica de uma floresta (ASQUITH, 2002; CONNELL; TRACEY; WEBB, 1984; UHL; CLARK; MAQUIRINO, 1988).

A quantificação da mortalidade de árvores é de suma importância nos estudos de dinâmica, pois a queda de árvores pode resultar na formação de clareiras e, também, interferir nas condições microambientais locais, com consequências sobre as taxas de crescimento de árvores vizinhas, ou interferir no processo de regeneração florestal (CLARK et al., 1999; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987). Além disso, a observação da capacidade de regeneração das espécies após perturbações e condições ambientais adversas, nos permite compreender as diferentes estratégias de sobrevivência de cada uma, e assim elaborar planos para a conservação das mesmas (CONNELL; TRACEY; WEBB, 1984).

Há mais de duas décadas vem sendo chamada a atenção do meio científico para necessidade de informações sobre todos esses processos dinâmicos em florestas tropicais, visto que este tipo de vegetação há muito

tempo já vem sofrendo degradação em um ritmo alarmante (GARCIA, 2012; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987). Porém, os estudos de longa duração ainda são relativamente recentes (ASQUITH, 2002; GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009), em especial no Brasil.

O aspecto crucial, no entanto, para salientar a necessidade de um maior número de pesquisas de longa duração, se além à complexidade das comunidades florestais, cujas variações florísticas e estruturais no tempo e espaço muitas vezes não são explicadas pelo conhecimento disponível. Assim, as inferências especulativas feitas para explicar as variações e padrões diagnosticados mostram o quanto ainda está distante uma compreensão completa da distribuição e diversidade de espécies em florestas tropicais (CARVALHO; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2007).

As mudanças temporais e espaciais que ocorrem em uma floresta, somente podem ser compreendidas por meio dos monitoramentos de longa duração, que se caracterizam pelo acompanhamento das variações na estrutura da comunidade e suas populações, evidenciando uma fotografia instantânea da comunidade. Deste modo, para melhor compreensão das variações que ocorrem na vegetação de uma determinada localidade, torna-se necessária a instalação de parcelas permanentes para monitoramento da flora, na tentativa de conhecer os processos que interferem na dinâmica de uma floresta. Dentre esses processos, cita-se a sucessão ecológica, cujos efeitos são elucidados apenas por estudos de longa duração (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

## **2.2 As Florestas Estacionais Semidecíduas**

A Floresta Estacional Semidecidual pertence ao domínio da Mata Atlântica, sendo esta fisionomia de grande distribuição no território nacional (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000) e ocorre na região sudeste, nos estados do

Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo, sul da Bahia, sul do Mato Grosso do Sul, Goiás e, sobretudo, em Minas Gerais (BRASIL, 2010; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991), apresentando grande diversidade florística. As Florestas Semidecíduais perdem entre 30 a 60% das folhas na estação seca e fria, são compostas por árvores latifoliadas, com um dossel que atinge de 5 a 30 m de altura, embora árvores emergentes possam alcançar até 60 m (OLIVEIRA-FILHO, 2006).

Essas florestas apresentam características bastante particulares, influenciadas por fatores como o clima, que se torna marcadamente sazonal à medida que há a interiorização para o continente sul-americano (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991). As Florestas Semidecíduais são marcadas por uma dupla estacionalidade climática. Uma estação é a tropical que compreende o regime intenso de chuvas de verão que ocorrem predominantemente durante uma parte do ano, e a outra uma estação subtropical com seca provocada pelo intenso frio do inverno, com temperatura médias inferiores a 15 °C (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991).

As Florestas Semidecíduas que ocorrem acima de 500 m são consideradas formações montanas e situam-se principalmente na face interna da Serra dos Orgãos, no Estado do Rio de Janeiro; na Serra da Mantiqueira, nos Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais; e no Estado do Espírito Santo (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991). Na classificação de Oliveira-Filho e Fontes (2000), essas florestas recebem classificações mais específicas, sendo consideradas Florestas Semidecíduas Sub-montanas aquelas entre 300 e 700 m de altitude; Baixomontanas aquelas entre 700 e 1100 m e Altomontanas aquelas acima de 1100 m de altitude.

Na região Sudeste, especificamente em Minas Gerais, a Florestas Estacionais Semidecíduais Altomontanas, que ocorrem a elevadas altitudes, são

compostas por particularidades que devem ser mais bem estudadas para sua conservação. Uma dessas particularidades é a presença de espécies exclusivas dessas formações (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

Nas últimas décadas, as Florestas Semidecíduais vêm sofrendo drástica redução de sua área natural, principalmente no sudeste do Brasil, o que é devido, sobretudo, às atividades antrópicas de expansão agrícola (ESPÍRITO-SANTO et al., 2002). Essas intervenções desordenadas transformam as grandes áreas de florestas contínuas em pequenos fragmentos, nos quais ocorrem modificações drásticas na vegetação (BRASIL, 2003), com a relação a sua estrutura e composição de espécies (BRASIL, 2003; NUNES et al., 2003; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a).

Diante de drásticas mudanças evidenciadas em fragmentos de Florestas Semidecíduais intensamente alteradas por ações antrópicas, a condução de estudos que visem analisar as modificações temporais no componente arbóreo é de suma importância para preservação destas florestas (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010). O conhecimento das mudanças temporais em fragmentos preservados, também é fundamental, para por meio de comparações com padrões observados em altamente antropizados, auxiliar em melhor compreensão da dinâmica de Florestas Semidecíduais.

Com o objetivo de compreender se a heterogeneidade ambiental influencia na dinâmica de dois trechos da comunidade arbórea de uma Floresta Atlântica Semidecídua, este estudo avaliou especificamente em dois trechos de floresta da referida fisionomia: a) as alterações da estrutura do componente arbóreo ao longo do tempo, por meio dos parâmetros estruturais de abundância de indivíduos, de riqueza de espécies, diversidade, área basal e distribuições de indivíduos por classes de diâmetro; b) taxas médias anuais em número de indivíduos (mortalidade, recrutamento, rotatividade e mudança líquida) e em



área basal (perda, ganho, rotatividade e mudança líquida) e c) a dinâmica do fluxo de indivíduos por classes de diâmetro.

Diante do proposto, o estudo foi pautado na hipótese central que a dinâmica confirma e é influenciada pela heterogeneidade ambiental em dois trechos da floresta analisada. A especificidade desta hipótese implica que nos dois trechos da floresta analisados: a) a comunidade arbórea amostrada difere temporalmente, demonstrada essa diferença pela variação dos parâmetros relativos à abundância, biomassa e composição florística.

### **3 MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1 Descrição da área de estudo**

A região do Alto Rio Grande é composta por uma acentuada variedade de fisionomias vegetacionais, o que se deve, sobretudo, ao relevo acidentado e ao fato da região abrigar uma das áreas de transição entre os Cerrados do Brasil Central e as Florestas Semidecíduais do Sudeste e Sul do país, sediada no complexo da Serra da Mantiqueira (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994c). O Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito (PEQRB) está entre as principais áreas de Floresta Estacional Semidecidual da região do alto Rio Grande. Esse parque pertencente à Fundação Abraham Kasinski (FAK), está localizado no município de Lavras ao sul do Estado de Minas Gerais, nas coordenadas geográficas de 21°19' Sul e 44°59' Oeste, com altitudes entre 950 m e 1200 m, tendo acesso pela estrada Lavras-Luminárias e fazendo divisa com o município de Ingaí (OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999).

O parque comporta uma área de 209,7 ha, compreendendo a microbacia do córrego dos Vilas Boas, e juntamente com as Serras da Bocaina, do Faria, do Campestre, da Estância e do Pombeiro formam uma disjunção da Serra do Espinhaço, e uma ligação com o complexo da Serra da Mantiqueira. A área do PEQRB também é portadora de uma valiosa amostra da vegetação primitiva da região do Alto Rio Grande, em uma área com extensão relativamente pequena, devido à boa representatividade de suas áreas de floresta, cerrado, candeal, campo rupestre e campo de altitude (OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999) (Figura 1).

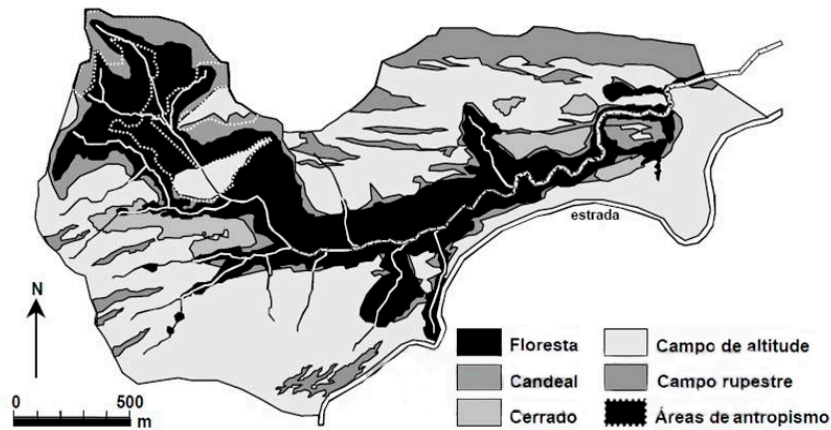


Figura 1 Distribuição das fisionomias vegetacionais do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras-MG

Fonte: Adaptado de Oliveira-Filho e Fluminhan-Filho (1999).

No Parque podemos encontrar a fisionomia florestal distribuída no fundo dos vales e adjacente aos cursos d'água, além da ocorrência nas áreas de encosta, que apresentam solos mais profundos. Nas fisionomias de floresta do PEQRB, a altura do dossel e a estratificação de copas são amplamente diversas, sendo que o dossel na mata ciliar atinge alturas entre 16 e 20 m, embora as árvores emergentes atinjam entre 25 a 27 m de altura. Já na mata de encosta, a altura do dossel varia entre 10 e 18 m, com árvores emergentes de até 22 m de altura, dependendo da inclinação do terreno, profundidade do solo e proximidade da borda da mata (OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999).

A área de estudo no PEQRB, de acordo com Oliveira-Filho e Fluminhan-Filho (1999) e Oliveira-Filho e Fontes (2000), é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Alto-montana. Há na área a ocorrência de espécies típicas de florestas montanas como *Protium widgrenii* Engler. (Burseraceae), *Clethra scabra* Pers. (Clethraceae), *Podocarpus sellowii* Klotzsch

ex Endl.(Podocarpaceae), *Euplassa incana* (Klotzsch) I.M. Johnst. (Proteaceae), *Roupala longepetiolata* Pohl. (Proteaceae), *Meliosma sellowii* Urb.(Sabiaceae), *Picramnia glazioviana* Engl. (Simaroubaceae)e *Drymis brasiliensis* Miers.(Winteraceae)(OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999).

Na área do PEQRB há um histórico de perturbações de diversas naturezas, sobretudo ocasionado pelas propriedades rurais vizinhas, sobretudo, pela permissividade do transito livre de gado antes da devida proteção à área. Em 1976 a área hoje pertencente ao Parque foi considerada de proteção ambiental com a criação da Reserva Biológica Municipal de Poço Bonito, com uma área de aproximadamente 70 hectares. Entretanto, em 1989 foi liberado à revelia de lei, um desmatamento de aproximadamente seis hectares na parte superior da Reserva conhecida como "Morro do Carrapato" para produção de carvão vegetal. A madeira retirada era transportada via estrada aberta para este fim, e que atualmente serve de caminho de acesso aos pontos mais altos do Parque (CARVALHO, 2005). Além destes fatores, a própria construção das estruturas que constituem o parque, como alojamentos e áreas recreativas também tiveram importante impacto na vegetação (CARVALHO, 2005; OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999; RONDON-NETO et al., 2000).

Vale ressaltar que em 1999 a área do Parque, anteriormente (1994) cedida por decreto do município de Lavras à Fundação Abraham Kasinski, foi intitulada Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, com cerca de 90% de sua área destinada à conservação da biodiversidade e o restante para utilização controlada ao público (CARVALHO, 2005).

A diversidade de fisionomias e espécies vegetais no PEQRB vem sendo alvo de importantes estudos nos últimos anos, chamando a atenção, sobretudo, de pesquisadores da Universidade Federal de Lavras. Trabalhos como Dalanesi, Oliveira-Filho e Fontes (2004),Gavilanes et al. (1992), Oliveira-Filho et al.

(1994c, 2007b), Oliveira-Filho e Fluminhan-Filho (1999) e Rondon-Neto et al. (2000) são cruciais para auxiliar no entendimento da estrutura e dinâmica de Florestas Atlânticas, pois constituem bases para estudos na Floresta do Parque, e portanto auxiliam em maiores esclarecimentos acerca da ecologia de Florestas Semidecíduais na região do Alto Rio Grande.

Os estudos de vegetação no PEQRB estão entre os trabalhos pioneiros de estrutura e fitossociologia na região, sendo que o primeiro levantamento fitossociológico no PEQRB foi realizado em 1989 e publicado por Oliveira-Filho et al. (1994c). A partir daí, consolidou-se a base para estudos de dinâmica em florestas no parque, como o presente estudo, visando contribuir com maiores informações acerca da dinâmica de florestas tropicais no Brasil.

### **3.2 Levantamento da comunidade arbórea**

Os estudos acerca da composição florística e estrutural da comunidade arbórea do PEQRB foram feitos por Dalanesi, Oliveira-Filho e Fontes (2004) e Oliveira-Filho et al. (1994c). Dalanesi, Oliveira-Filho e Fontes (2004) estudaram a estrutura da comunidade em diferentes habitats de solo e as interações entre espécies e fatores ambientais, em três transeções demarcadas no interior da floresta do PEQRB (figura 2), separadas entre si por 480 m de distância com áreas de 0,48, 0,78 e 1,14 ha, totalizando uma amostragem de 2,4 ha. Essas transeções, nomeadas de A, B e C, foram compostas por 16, 26 e 38 parcelas contíguas, com dimensões de 10 × 30 m, totalizando 80 unidades amostrais. A transeção A já havia sido inventariada em 1989 (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994b), mas teve seus estudos interrompidos devido a um deslizamento de terra que a acometeu. As transeções B e C foram inventariadas pela primeira vez em 2000 e 2001 por Dalanesi, Oliveira-Filho e Fontes (2004), respectivamente.

O segundo inventário da transeção B foi realizado em 2005 e o da C em 2006, sendo que a transeção B teve sua dinâmica parcialmente analisada em uma nota técnica de Oliveira-Filho et al. (2007b). No presente estudo foram reinventariadas somente as transeções B e C (Figura 2), ou seja, 1,92 ha de área amostrada, visto que a transeção.

A disposição das transeções foi detalhada em Oliveira-Filho et al. (1994c), e posteriormente adotada por Dalanesi, Oliveira-Filho e Fontes (2004), seguindo o princípio de disposição de parcelas em formas retangulares de Causton (1988), que são dispostas de maneira que o maior comprimento seja perpendicular ao gradiente principal presumido. Assim as transeções foram dispostas de forma que cortasse o córrego dos Vilas Boas, estendendo-se nas duas encostas adjacentes, perpendicularmente ao curso d'água (figura 2). Os indivíduos arbóreos sobreviventes nas transeções B e C foram remeidos (com fita métrica) e recrutados os indivíduos com CAP (circunferência à altura do peito)  $\geq 15,7$  cm. Os indivíduos mortos também foram medidos. Foram contabilizados os indivíduos com caules múltiplos quando a raiz da soma dos quadrados dos CAPs desses foi superior ao critério de inclusão citado.

Deste modo, foram contabilizados neste levantamento os indivíduos recrutados e estes identificados em campo ou mediante coleta de material botânico e identificação por meio de comparações com as coleções já presentes no Herbário ESAL ou consulta às informações existentes na literatura, especialistas e coleções de outros herbários. As coletas foram incorporadas à coleção do Herbário ESAL, da Universidade Federal de Lavras. O sistema de classificação adotado seguiu o Angiosperm Phylogeny Group – APG III (2009) e as sinônimas foram conferidas pelo banco de dados do Tree Atlas 2.0 (OLIVEIRA-FILHO, 2010).

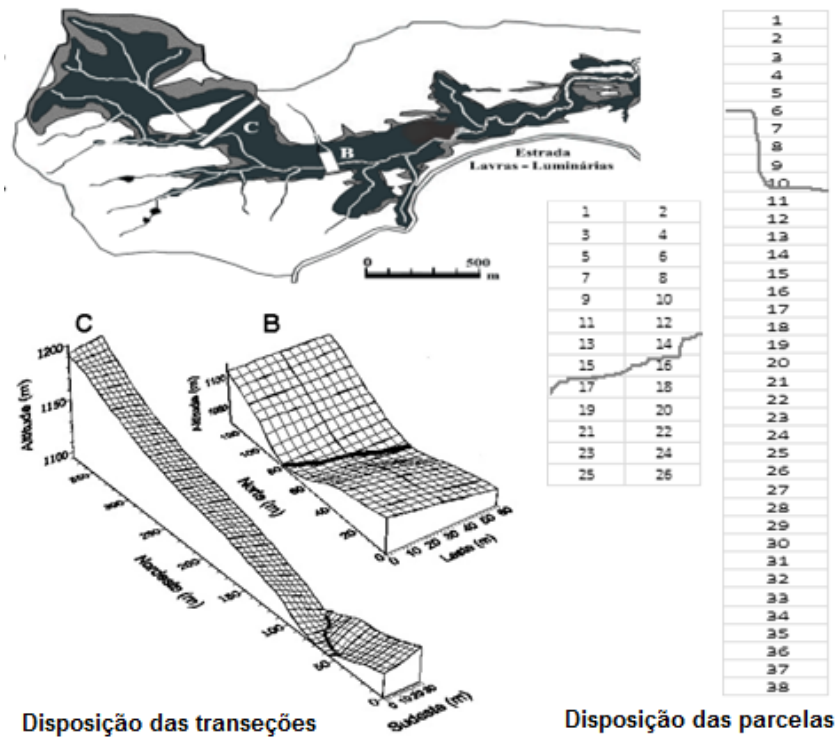


Figura 2 Localização e disposição das transeções amostrais (B e C) no estudo de longa duração da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras-MG.

Fonte: Adaptado de Dalanesi, Oliveira-Filho e Fontes (2004).

Nota: As grades numeradas mostram a distribuição das parcelas pelas transeções. A distância entre as linhas de grade é de 5 m, mas pode-se notar que a escala da transeção C é menor que a da B. A linha que corta ambas as grades de disposição das parcelas em campo representa o curso d'água.

### 3.3 Análises das alterações estruturais do componente arbóreo

A estrutura e respectivas alterações do componente arbóreo da floresta do PEQRB nas transeções B e C foram avaliadas segundo os inventários conduzidos em três anos distintos (B em 2000, 2005 e 2011 e C em 2001, 2006 e 2011). Os parâmetros avaliados em cada inventário foram o número total de

indivíduos e de espécies, número de indivíduos por hectare, área basal por hectare e a diversidade de espécies e equabilidade, por meio do índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e equabilidade de Pielou ( $J$ ) (BROWER; ZAR, 1984), respectivamente.

Para cada transeção também foram demonstrados graficamente o número de indivíduos por parcelas, a área basal e a riqueza de espécies, e tiveram o comportamento avaliado ao longo do tempo. A análise desses parâmetros por parcelas objetivou verificar se as modificações ocorridas nas parcelas que podem ter tido maior influência na dinâmica da comunidade arbórea, permitindo-nos discutir possíveis causas para os resultados encontrados.

As 10 espécies mais abundantes de cada transeção, selecionadas pela sua importância na estruturação da comunidade, tiveram as estruturas populacionais avaliadas em cada inventário, por meio da quantificação do número de indivíduos e área basal de cada espécie por parcela. Estes resultados foram demonstrados graficamente. Cada espécie foi classificada quanto à sua guilda de regeneração de acordo com informações disponíveis na literatura científica, com o objetivo de compreender por meio da predominância de uma determinada guilda, o estágio sucessional em que se encontra a comunidade arbórea no PEQRB.

Essas espécies também foram analisadas quanto às suas distribuições dos indivíduos por classes de diâmetro, sendo empregados intervalos de classes com amplitudes crescentes (5-10 cm, >10-20 cm, >20-40 cm) (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005). Esses intervalos têm como objetivo compensar o elevado declínio em densidade nas classes com os indivíduos de maior diâmetro, comum da distribuição exponencial negativa (J-reverso) nas comunidades arbóreas tropicais (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a). Essas análises permitem verificar, de forma pontual, possíveis variações na estrutura arbórea em ambas as transeções e, assim, possibilitam comparações.



Para verificar se a distribuição dos dados era normal foi utilizado o teste de normalidade D'Agostinho-Pearson por meio do programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007). Verificada a distribuição dos dados foi aplicado o teste t de Student (ZAR, 2010) para a comparação dos parâmetros de abundância, área basal e riqueza de espécies entre as transeções. Tal análise foi feita por inventário, objetivando avaliar a hipótese de nulidade na qual o componente arbóreo nas transeções não difere significativamente quanto aos referidos parâmetros, e assim, mostrar como a estrutura do componente arbóreo em ambas as transeções se comporta ao longo do tempo. A diversidade nas transeções em cada inventário foi comparada por meio do teste t de Hutcheson (ZAR, 2010) por meio do programa PAST (HAMMER; HARPPER; RYAN, 2001), partindo do pressuposto que não há diferença significativa na diversidade entre as transeções em cada inventário.

### **3.4 Dinâmica da comunidade arbórea**

A variação da comunidade arbórea ao longo dos anos foi analisada para cada transeção por classes diamétricas e por meio de taxas médias anuais de mortalidade ( $M$ ) e recrutamento ( $R$ ) de indivíduos, e perda ( $P$ ) e ganho ( $G$ ) de área basal. Também foram avaliadas as taxas de mudança líquida e de rotatividade (*turnover*), sendo essas taxas foram calculadas em termos tanto de número de indivíduos como de área basal. A taxa de mudança líquida é baseada na relação entre o número de indivíduos registrado no inventário anterior e o atual. Para o cálculo da velocidade de modificação da comunidade arbórea foram computadas as taxas de rotatividade, tanto para a abundância ( $T_N$ ) como para área basal ( $T_{AB}$ ). Essas taxas são baseadas nas médias das taxas de recrutamento, mortalidade de espécimes e de perda e ganho em biomassa.

As taxas foram calculadas de acordo com as fórmulas de Sheil Burslem e Alder(1995), Sheil, Jennings e Savill (2000) e Sheil e May (1996):

$$M = \{1 - [N_0 - Nm/N_0]^{1/t}\} \times 100,$$

$$R = [1 - (1 - r/N_t)^{1/t}] \times 100,$$

$$P = \{1 - [AB_0 - (AB_m + AB_d)/AB_0]^{1/t}\} \times 100,$$

$$G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]^{1/t}\} \times 100,$$

Onde,  $t$  é o intervalo de tempo entre os inventários;  $N_0$  o número inicial de indivíduos arbóreose  $N_t$  o número final;  $m$  é o número de mortos e  $r$  de recrutas;  $AB_0$  área basal inicial e  $AB_t$  final;  $AB_m$  corresponde à área basal das árvores mortas;  $AB_r$  corresponde à área basal dos recrutas;  $AB_d$  é decremento em área basal (por quebra ou perda parcial do tronco); e  $AB_g$  corresponde ao incremento em área basal das árvores sobreviventes.

As taxas de rotatividade, em número de árvores ( $T_N$ ) e área basal ( $T_{AB}$ ) foram obtidas de acordo com Phillips (1996) e Phillips et al. (2004):

$$T_N = (M+R)/2$$

$$T_{AB} = (P+G)/2$$

Os cálculos das taxas de mudança líquida no período entre os inventários, para o número de árvores ( $Ch_N$ ) e para área basal ( $Ch_{AB}$ ) foram baseados nas fórmulas propostas por Korning e Balslev (1994):

$$Ch_N = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] \times 100$$

$$Ch_{AB} = [(AB_t/AB_0)^{1/t} - 1] \times 100$$

A diferença entre o número de mortos e recrutadas foi analisada por comparações entre contagens de Poisson (ZAR, 2010), realizadas por meio do programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007), partindo-se da premissa de nulidade que não há diferença entre a abundância dos mesmos. Este processo de contagem é utilizado para descrever eventos aleatórios e de baixa probabilidade de ocorrência, mostrando por meio de uma comparação numérica se os eventos são distintos (ZAR, 2010).

### 3.5 Dinâmica da vegetação por classes de diâmetro

A avaliação da dinâmica da comunidade arbórea por classes diamétricas foi conduzida, empregando-se a abordagem de intervalos de classes com amplitudes crescentes (5-10 cm, >10-20 cm, >20-40 cm e >40-80 cm), para compensar o elevado declínio em abundância nas classes com os indivíduos de maior diâmetro, comum da distribuição exponencial negativa (J-reverso) (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005). Foram contabilizados para descrever as variações temporais em cada classe diamétrica, o número de indivíduos que permaneceram na classe de diâmetro; número de mortos e recrutadas por classe; abundância de imigrantes (*ingrowth*) e emigrantes (*outgrowth*) por classe, podendo os dois últimos podem ser progressivos ou regressivos (LIEBERMAN et al., 1985).

Foram realizados testes G (ZAR, 2010) para verificar se as frequências de árvores mortas em 2005 (transeção B), 2006 (transeção C) e 2011 (transeção B e C) foram diferentes das frequências esperadas. O número de egressos (mortos + emigrantes) e ingressantes (recrutadas + imigrantes) foi contabilizado para verificar o fluxo de indivíduos entre as classes de diâmetro. A verificação da diferença entre proporções no número de ingressantes e egressos em cada classe de diâmetro, partindo-se da premissa que ambos estão em equilíbrio foi

avaliada por meio de contagens de Poisson (ZAR, 2010), realizadas por meio do programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Estrutura do componente arbóreo

O período de 11 anos na transeção B foi marcado por um decréscimo progressivo no número de indivíduos (tabela 1), porém, com um aumento da área basal por hectare de  $19,02 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  em 2000 para  $21,23 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  em 2011 e redução do número de espécies ao longo dos anos de 118 em 2000, para 106 espécies em 2011. A transeção C apresentou a mesma riqueza de espécies em 2001 e 2011 (157 espécies), porém esta riqueza foi mais elevada em 2006 com 160 espécies (tabela 1).

A área basal por hectare, por outro lado, aumentou de  $24,52 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  em 2001 para  $26,94 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  em 2011. O número de indivíduos entre a transeção B (em 2000, 2005 e 2011) e a transeção C (em 2001, 2006 e 2011) não apresentou significativas diferenças (tabela 2). No entanto, as transeções apresentaram acentuadas diferenças entre si em todos os anos, relacionadas à área basal e riqueza de espécies (tabela 2).

A diversidade de espécies arbóreas expressa pelo índice de diversidade de Shannon foi mais elevada na transeção B em 2000 ( $3,97 \text{ nats. indivíduo}^{-1}$ ) e na transeção C em 2011 ( $4,40 \text{ nats. indivíduo}^{-1}$ ). A transeção B apresentou decréscimo de sua diversidade de 2000 a 2011 (tabela 1). Na comparação da diversidade entre as transeções, estas apresentaram diferenças altamente significativas pelo teste t de Hutcheson em todos os inventários, sendo que a maior diferença foi observada no segundo inventário (B em 2005 e C em 2006) (tabela 2). A equabilidade de Pielou se manteve a mesma para a transeção B nos anos de 2000 e 2005 (0,83) e reduziu em 2011 (0,82) (tabela 1). Para a transeção C a equabilidade mostrou valores diferentes em cada inventário (2001: 0,86; 2006: 0,85; 2011: 0,87).

Tabela 1 Estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada em estudo de longa duração nas transeções B e C, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Variáveis	B			C		
	2000	2005	2011	2001	2006	2011
N	1.364	1.313	1.251	1.941	1.970	1.810
Área basal	19,02	20,03	21,23	24,52	25,81	26,94
Nº Espécies	118	115	106	157	160	157
N (ha <sup>-1</sup> )	1.748,7	1.683,3	1.603,8	1.702,6	1.728,0	1.587,7
H'	3,97	3,94	3,86	4,36	4,36	4,40
J	0,83	0,83	0,82	0,86	0,85	0,87

Nota: Onde: N = número total de indivíduos; Nº Espécies = riqueza de espécies da transeção; N (árvores ha<sup>-1</sup>) = número de indivíduos por hectare; Área basal (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); H' - Índice de Shannon (nats. indivíduo<sup>-1</sup>); J - Equabilidade de Pielou.

Tabela 2 Testes *t* de Student e *t* de Hutcheson aplicados para parâmetros obtidos para a estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrados em estudo de longa duração nas transeções B e C, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

B e C	N	P	NE	P	AB	P	H'	P
	<i>t</i>		<i>t</i>		<i>t</i>		<i>t<sub>h</sub></i>	
2000/ 2001	0,29	0,770	2,80	0,006	3,15	0,002	9,71	1,981 <sup>-22</sup>
2005/ 2006	0,28	0,777	3,35	0,001	3,21	0,002	10,13	5,531 <sup>-22</sup>
2011	0,11	0,906	3,60	0,000	3,08	0,003	13,02	4,504 <sup>-35</sup>

Nota: Onde: N = número total de indivíduos; NE. = riqueza de espécies; N (ha<sup>-1</sup>) = número de indivíduos por hectare; Área basal (somatório da área basal das árvores em cada inventário); O teste *t* de Hutcheson (*t<sub>h</sub>*) foi aplicado para H' - Índice de Shannon (nats.indivíduo<sup>-1</sup>). Nível de significância para o teste *t* de Student e *t* de Hutcheson é igual 0,05.

Neste estudo observou-se que a alta diversidade do PEQRB (PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS-FILHO, 2007) aumentou ao longo do tempo no trecho da floresta na transeção C. A localização do PEQRB em uma área de transição entre florestas, cerrados e campos, fazendo com que este contato entre fisionomias distintas, e um dos fatores que contribui para o enriquecimento da flora local (DALANESI; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2004). No entanto, associada a esta transição entre distintas fisionomias, a heterogeneidade ambiental (decorrente de fatores como variações na topografia, nas propriedades do solo e a presença de bordas) é um dos principais fatores que influenciam na diversidade de espécies em remanescentes florestais na região do Alto Rio Grande (PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS-FILHO, 2007).

O trecho da floresta na transeção B demonstrou a redução dos valores de riqueza e diversidade de 2000 a 2011, o que é corroborado pela redução em sua equabilidade (entre 2005 a 2011) (tabela 1). Este fato indica que neste trecho está havendo um aumento da dominância de algumas espécies, evidenciado pelo aumento da área basal e abundância das mesmas (BOWER; ZAR, 1984; GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). Além disso, a redução dos valores de riqueza e diversidade de espécies observada, durante os intervalos analisados pode ser resultante de um avanço da sucessão ecológica, na qual pode haver a exclusão na área amostrada de espécies heliófilas e com curtos ciclos de vida (SWAINE; WHITMORE, 1988).

No ano de 2005 a transeção B teve a perda de seis espécies em relação à riqueza de espécies observada em 2000. As espécies *Alsophila sternbergii* (Pohl ex Sternb.) Conant (Cyatheaceae), *Humiriastrum glaziovii* (Urb.) Cuatrec. (Humiriaceae), *Kielmeyera lathrophyton* Saddi (Calophyllaceae), *Leandra melastomoides* Raddi (Melastomataceae), *Magnolia ovata* (A.St.-Hil.) Spreng. (Magnoliaceae) e *Ocotea brachybotrya* (Meisn.) Mez (Lauraceae) foram registradas somente no inventário de 2000, e estas eram representadas por

poucos indivíduos (no máximo três) e representam 2,54% da riqueza total. Em 2005 por outro lado houve o acréscimo de três novas espécies e representaram 2,60% da riqueza total, sendo elas *Austrocritionia velutina* (Gardner) R.M.King & H.Rob. (Asteraceae), *Daphnopsis utilis* Warm. (Thymelaeaceae) e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand (Burseraceae) e também representadas por poucos indivíduos.

Já no inventário de 2011 na transeção B foi observada uma perda de 10 espécies, correspondente a 9,43% da riqueza total, sendo: *Austrocritionia velutina* (Gardner) R.M.King & H.Rob. (Asteraceae), *Baccharis oblongifolia* (Ruiz & Pav.) Pers. (Asteraceae), *Cecropia glaziovii* Snethl. (Urticaceae), *Dalbergia frutescens* (Vell.) Britton (Fabaceae), *Ilex conocarpa* Reissek (Aquifoliaceae), *Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze (Primulaceae), *Lamanonia ternata* Vell. (Cunoniaceae), *Persea willdenovii* Kosterm. (Lauraceae), *Pimenta pseudocaryophyllus* (Gomes) Landrum (Myrtaceae) e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand (Burseraceae). Estas espécies constatadas como perdidas em 2011 foram representadas por poucos indivíduos (no máximo três). A espécie *Myrceugenia rufescens* (DC.) D.Legrand & Kausel (Myrtaceae) foi a única espécie recrutada no inventário de 2011, representada por um único indivíduo e contribuiu para 0,94% da riqueza total.

A transeção C em 2006 perdeu cinco espécies que haviam sido registradas em 2001, sendo elas responsáveis por 3,12% da riqueza total. Essas espécies foram *Citronella paniculata* (Mart.) R.A.Howard (Cardiopteridaceae), *Endlicheria paniculata* (Spreng.) J.F.Macbr. (Lauraceae), *Erythrina falcata* Benth. (Fabaceae), *Lamanonia ternata* Vell. (Cunoniaceae), *Myrcia eriocalyx* DC. (Myrtaceae) e cada uma destas foi representada por apenas um indivíduo.

No entanto, no ano de 2006 houve o ingresso de oito diferentes espécies, que representaram 5% da riqueza total: *Diospyros coccolobifolia* Mart. ex Miq. (Ebenaceae), *Guarea macrophylla* Vahl (Meliaceae), *Miconia latecrenata* (DC.)



Naudin (Melastomataceae), *Myrsine gardneriana* A.DC. (Myrsinaceae), *Nectandra nitidula* Nees (Lauraceae), *Protium spruceanum* (Benth.) Engl. (Burseraceae), *Senna macranthera* (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby (Fabaceae) e *Trema micrantha* (L.) Blume (Cannabaceae). Dentre estas que ingressaram a espécie *Protium spruceanum* foi a única que apresentou mais de um indivíduo (dois indivíduos).

No inventário de 2011 a transeção C teve uma redução de sete espécies, representando 4,45% da riqueza total e sendo elas: *Cinnamomum glaziovii* (Mez) Kosterm. (Lauraceae), *Dalbergia frutescens* (Vell.) Britton (Fabaceae), *Daphnopsis fasciculata* (Meisn.) Nevling (Thymelaeaceae), *Guarea macrophylla* Vahl (Meliaceae), *Meliosma sellowii* Urb. (Sabiaceae), *Protium spruceanum* (Benth.) Engl. (Burseraceae) e *Terminalia glabrescens* Mart. (Combretaceae). Dentre essas espécies se destacou *Daphnopsis fasciculata* que foi representada por seis indivíduos. Neste mesmo ano houve o acréscimo de quatro espécies diferentes, cada uma delas representada por um indivíduo, que contribuíram para 2,54% da riqueza total: *Aegiphila verticillata* Vell. (Lamiaceae), *Calyptrothrix widgreniana* O.Berg (Myrtaceae), *Erythrina falcata* Benth. (Fabaceae) e *Laflorensia glyptocarpa* Koehne (Lythraceae).

Embora as espécies que ingressaram e deixaram a comunidade entre os inventários tenham ocorrido em baixa abundância, há entre essas espécies que algumas espécies comumente encontradas em estudos realizados na região do Alto Rio Grande como *Senna macranthera* (BOTREL et al., 2002; CARVALHO et al., 2007; NUNES et al., 2003; RODRIGUES et al., 2003; SOUZA et al., 2003), *Protium spruceanum* (BOTREL et al., 2002; CARVALHO et al., 2007; NUNES et al., 2003; RODRIGUES et al., 2003; VILELA et al., 2000), *Terminalia glabrescens* (BOTREL et al., 2002; CARVALHO et al., 2007; ESPÍRITO-SANTO et al., 2002; SOUZA et al., 2003; VILELA et al., 2000) e *Lamanonia ternata* (BOTREL et al., 2002;

CARVALHO et al., 2007; ESPÍRITO-SANTO et al., 2002; NUNES et al., 2003).

A inclusão ou exclusão dessas espécies pode decorrer dos efeitos da amostragem, relativo à probabilidade de registrá-las em determinado tempo e espaço. A ocorrência de recrutamento ou exclusão de espécies, normalmente, está associada a eventos estocásticos, fazendo com que as espécies estejam presentes ou ausentes nas unidades amostrais, durante o período de amostragem, e isso nem sempre retrata precisamente que estas espécies foram excluídas da área (WILCOX; MURPHY, 1985). Uma das causas conhecidas para ausência ou raridade de espécies é o recrutamento limitado, com fornecimento de sementes de baixa qualidade, e conseqüentemente a falha no estabelecimento das plântulas (CLARK et al., 1999).

Dentre essas espécies que ingressaram ou deixaram a comunidade há algumas climáticas: como as tolerantes a sombra *A. sternbergii* (PEREIRA, 2006), *C. paniculata* (GARCIA, 2012), *D. utilis* (NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010), *P. heptaphyllum* (OLIVEIRA-FILHO et al., 2004), *L. ternata* (GARCIA, 2012), *M. ovata* (GARCIA, 2012), *P. pseudocaryophyllus* (NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010), *P. spruceanum* (OLIVEIRA-FILHO et al., 2004) e *C. glaziovii* (GARCIA, 2012); as exigentes de luz *A. velutina* (PEREIRA, 2006), *C. paniculata* (GARCIA, 2012), *D. fasciculata* (GARCIA, 2012), *L. ternata* (GARCIA, 2012) e *M. latecrenata* (GARCIA, 2012). Ocorreram também algumas pioneiras como *C. glaziovii* (GARCIA, 2012), *D. frutescens* (PEREIRA, 2006), *M. guianensis* (COELHO, 2010) e *S. macranthera* (GARCIA, 2012). Dentre essas espécies, houve abundância mais elevada de árvores climáticas. Em uma floresta, a predominância de espécies climáticas sugere o avanço no processo sucessional (SWAINE; WHITMORE, 1988).

Na avaliação temporal dos parâmetros estruturais do componente arbóreo nas 26 parcelas que compõe a transeção B (tabela 3), a abundância nos três inventários, sofreu decréscimo da parcela 10 a 14 (tabela 3). Já as parcelas 23 e 25 apresentaram aumento progressivo nos seus números de indivíduos (tabela 3). A área basal teve elevado aumento nas parcelas seis a sete em todos os inventários (tabela 3). A riqueza de espécies arbóreas apresentou um padrão mais diferenciado em comparação com a abundância e área basal, apresentando uma redução do número de espécies da parcela 12 a 15 em todos os inventários (tabela 3).

O aumento da riqueza de espécies arbóreas pôde ser observado em todos os inventários das parcelas 15 a 16, 17 a 18 e 19 a 20. Porém, estas parcelas analisadas isoladamente apresentam reduções dos seus números de espécies entre 2000 a 2005 (com exceção da parcela 20), e entre 2005 a 2011 apresentam riquezas semelhantes. De uma forma geral, pode-se observar que as alterações mais importantes nas parcelas ocorreram da parcela 13 a 26. Isto resultou em diversas modificações, sobretudo, na abundância e área basal da maioria das espécies mais abundantes, e determinou qual foi importância dessas espécies para a estrutura da comunidade, e grupos ecológicos mais abundantes que caracterizaram a sucessão ecológica ao longo do tempo.

Este intervalo entre parcelas (13 a 26) é caracterizado por uma densa cobertura de bambu, e isto sugere acirrada competição por recursos (GARCIA, 2012). Em um fragmento de Floresta Semidecídua na região do Alto Rio Grande, em Madre de Deus de Minas (MG), Guilherme et al. (2004) e Oliveira-Filho et al. (1994c) observaram reduções de abundância e área basal do componente arbóreo em trechos densamente cobertos por bambus, e constataram que também que houve influência na redução do recrutamento de indivíduos. Assim, embora a cobertura de bambu não tenha sido quantificada pode ter exercido influência na dinâmica das espécies no referido intervalo de parcelas.

Tabela 3 Estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada em estudo de longa duração nas 26 parcelas da transeção B, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Parcelas	Abundância			Área basal			Riqueza de espécies		
	2000	2005	2011	2000	2005	2011	2000	2005	2011
B1	69	67	69	0.95	0.79	0.83	26	28	29
B2	70	66	62	0.90	0.98	1.07	32	31	27
B3	69	68	76	0.67	0.71	0.86	29	28	25
B4	77	74	66	0.94	1.06	0.98	31	28	28
B5	74	67	66	0.80	0.68	0.75	30	25	21
B6	74	77	64	0.63	0.74	0.79	30	30	26
B7	99	97	96	1.04	1.12	1.20	33	33	30
B8	84	78	80	0.66	0.74	0.87	28	25	25
B9	85	91	91	0.74	0.79	0.83	27	30	31
B10	75	64	54	0.54	0.46	0.40	28	26	22
B11	46	41	40	0.43	0.46	0.52	27	24	21
B12	52	49	46	0.48	0.56	0.61	30	29	28
B13	41	39	36	0.42	0.45	0.48	25	25	23
B14	42	40	36	0.64	0.69	0.67	23	22	20
B15	24	18	20	0.38	0.39	0.35	13	11	11
B16	39	39	37	0.49	0.54	0.54	29	31	31
B17	16	17	17	0.20	0.23	0.23	14	15	15
B18	51	39	31	0.59	0.61	0.59	29	28	25
B19	33	26	24	0.46	0.48	0.50	14	14	13
B20	48	53	53	0.44	0.57	0.67	22	26	25
B21	37	31	27	0.36	0.27	0.30	19	19	18
B22	40	42	37	0.62	0.71	0.72	19	18	19
B23	30	31	35	0.38	0.42	0.48	17	19	20
B24	25	31	21	0.24	0.32	0.32	19	18	16
B25	33	34	36	0.45	0.39	0.49	17	16	17
B26	31	34	33	0.39	0.45	0.52	18	19	18

As 10 espécies mais abundantes encontradas na transeção B foram *Amaioua intermedia* Mart. ex Schult. &Schult.f. (Rubiaceae), *Copaifera langsdorffii* var. *krukovii* Dwyer (Fabaceae), *Croton echinocarpus* Müll. Arg. (Euphorbiaceae) *Faramea nigrescens* Mart. (Rubiaceae), *Myrsine umbellata* (Primulaceae), *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill.(Peraceae): *Protium widgrenii* Engl. (Burseraceae): *Psychotria vellosiana* Benth.(Rubiaceae), *Siphoneugena densiflora* O. Berg(Myrtaceae), *Tapirira obtusa* (Benth.) J.D.Mitch. (Anacardiaceae).

Em relação à concentração de indivíduos nas parcelas, em todos os inventários, ocorreram espécies que se apresentaram distribuídas por toda a transeção como *M. umbellata*, *P. glabrata*, *P. vellosiana*, *P. widgrenii*, *S. densiflora* e *T. obtusa*. Tal amplitude de distribuição dessas espécies pode ser devida ao fato que *M. umbellata*, *P. glabrata*, *P. widgrenii* e *T. obtusa* são generalistas por habitat (BOTREL et al., 2002; OLIVEIRA-FILHO et al., 1995; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2000) e *P. vellosiana* e *S.densiflora* são espécies comuns e de elevada frequência em Florestas Semidecíduas (OLIVEIRA-FILHO, 2006).

As espécies *A. intermedia*(figuras 3A e 3B), *C. langsdorffii*(figuras 3C e 3C), *F. nigrescens*(figuras 3E e 3F), *P. glabrata*(figuras 3G e 3H) e *S. densiflora*(figuras 3I e 3J)apresentaram acentuado decréscimo em abundância e área basal das parcelas 13 a 26 nos três inventários. Conforme já mencionado, este intervalo entre parcelas possui uma densa cobertura de bambu, e isto pode ter influenciado nas reduções de abundância e área basal, visto já ter sido relatada essa influência em outros estudos em Florestas Semidecídua (GARCIA, 2012; GUILHERME et al., 2004; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994b).

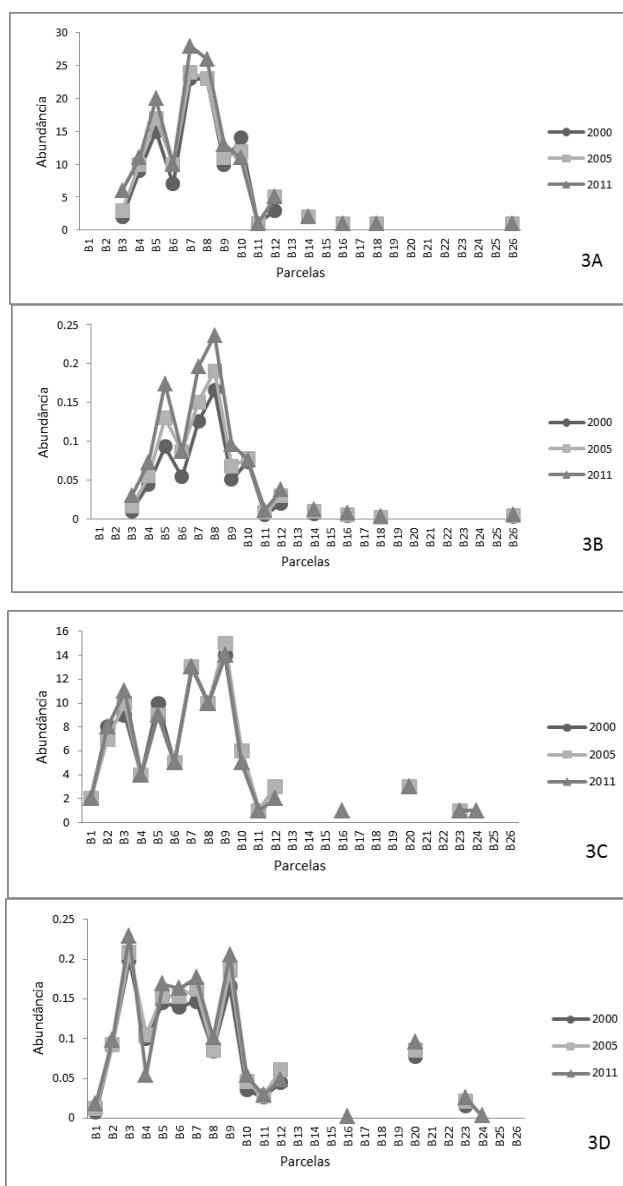


Figura 3 Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Nota: Num período de 11 anos (2000-2011), demonstrada pela abundância e área basal das 10 espécies mais abundantes nas 26 parcelas da transecção B. *Amaioua intermedia*: A = densidade, B = área basal; *Copaifera langsdorffii*: C = densidade, D = área basal.

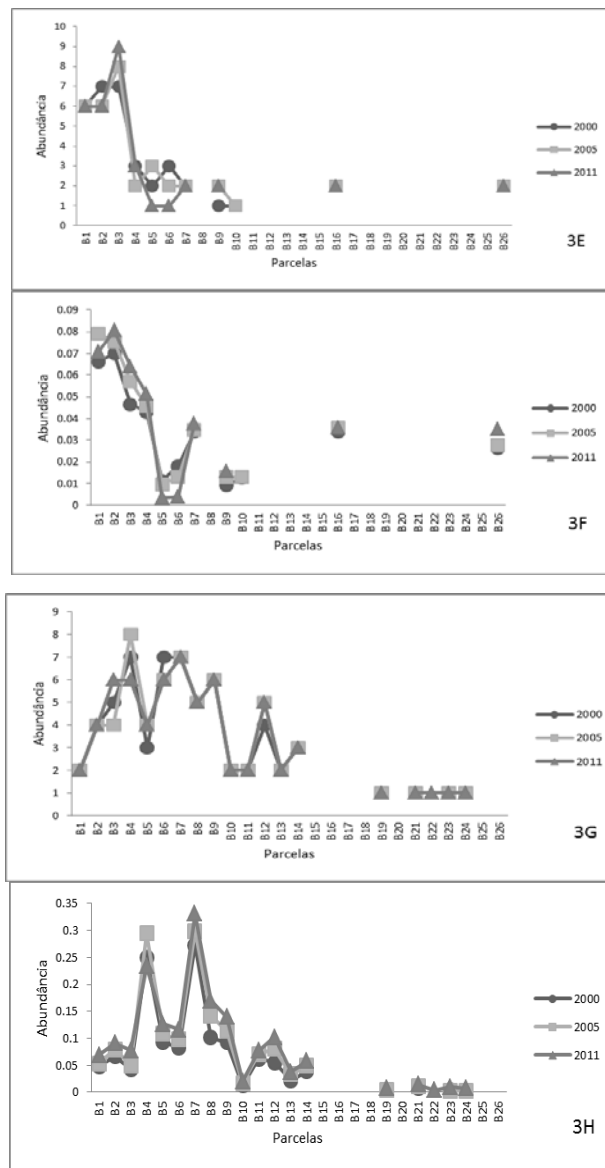


Figura 4 Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Nota: Num período de 11 anos (2000-2011), demonstrada pela abundância e área basal das 10 espécies mais abundantes nas 26 parcelas da transecção B. *Amaioua intermedia*: A = densidade, B = área basal; *Copaifera langsdorffii*: C = densidade, D = área basal.

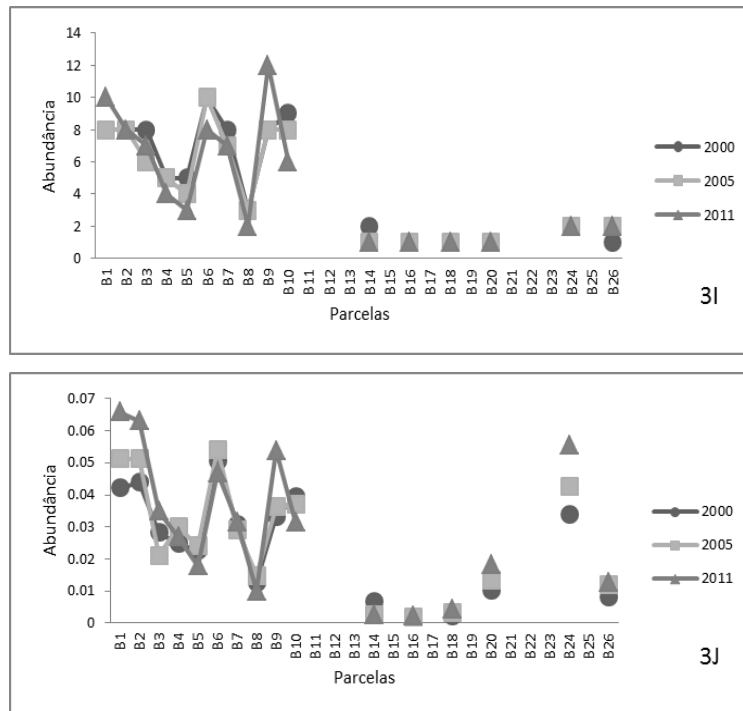


Figura 5 Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Nota: Num período de 11 anos (2000-2011), demonstrada pela abundância e área basal das 10 espécies mais abundantes nas 26 parcelas da transecção B. *Amaioua intermedia*: A = densidade, B = área basal; *Copaifera langsdorffii*: C = densidade, D = área basal.

Já espécies como *C. echinocarpus* (figuras 3K e 3L) e *P. Velloziana* (figuras 3M e 3N) apresentaram abundâncias mais elevadas no intervalo entre as parcelas 13 a 26, e baixas abundâncias nas treze primeiras parcelas (um a 13). A abundância mais elevada dessas espécies nas parcelas 13 a 26 pode indicar que estas espécies se desenvolvem bem, mesmo em área com maiores perturbações ambientais, como a possível influência da densa cobertura de bambus. Foram também observadas espécies como *M. umbellata* (figuras 3O e 3P), *T. obtusa* (figuras 3Q e 3R) e *P. widgrenii* (figuras 3S e 3T) que se mostraram valores elevados abundância e área basal em várias parcelas em toda a transecção, nos



três inventários. Essa ampla distribuição pela transeção pode ser devido ao fato que estas espécies são generalistas por habitat com ampla distribuição (BOTREL et al., 2002).

Foi observado acúmulo de área basal de 2000 a 2011 para as espécies *A. intermedia* (área basal em 2000 = 0,65 m<sup>2</sup>; 2005 = 0,83 m<sup>2</sup> e 2011 = 1,04 m<sup>2</sup>), *C. langsdorffii* (área basal em 2000 = 1,28 m<sup>2</sup>, 2005 = 1,39 m<sup>2</sup> e 2011 = 1,47 m<sup>2</sup>), *Pera glabrata* (área basal em 2000 = 1,25 m<sup>2</sup>, 2005 = 1,51 m<sup>2</sup> e 2011 = 1,69 m<sup>2</sup>), *P. widgrenii* (área basal em 2000 = 0,67 m<sup>2</sup>, 2005 = 0,74 m<sup>2</sup> e 2011 = 0,81 m<sup>2</sup>) e *S. densiflora* (área basal em 2000 = 0,39 m<sup>2</sup>, 2005 = 0,42 m<sup>2</sup> e 2011 = 0,47 m<sup>2</sup>).

O decréscimo de área basal entre 2005 a 2011 foi registrado para *F. nigrescens* (área basal em 2000 = 0,37 m<sup>2</sup>, 2005 = 0,40 m<sup>2</sup> e 2011 = 0,39 m<sup>2</sup>) e *T. obtusa* (área basal em 2000 = 0,80 m<sup>2</sup>, 2005 = 0,87 m<sup>2</sup> e 2011 = 0,76 m<sup>2</sup>), e para *P. vellosiana* de 2000 a 2011 (área basal em 2000 = 0,19 m<sup>2</sup>, 2005 = 0,14 m<sup>2</sup> e 2011 = 0,09 m<sup>2</sup>). *C. echinocarpus* (área basal em 2000 = 0,42 m<sup>2</sup> e 2011 = 0,51 m<sup>2</sup>) esteve entre as mais abundantes somente nos inventários de 2000 e 2011, sendo que sua área basal foi maior em 2011. Já *M. umbellata* esteve entre as mais abundantes somente em 2000.

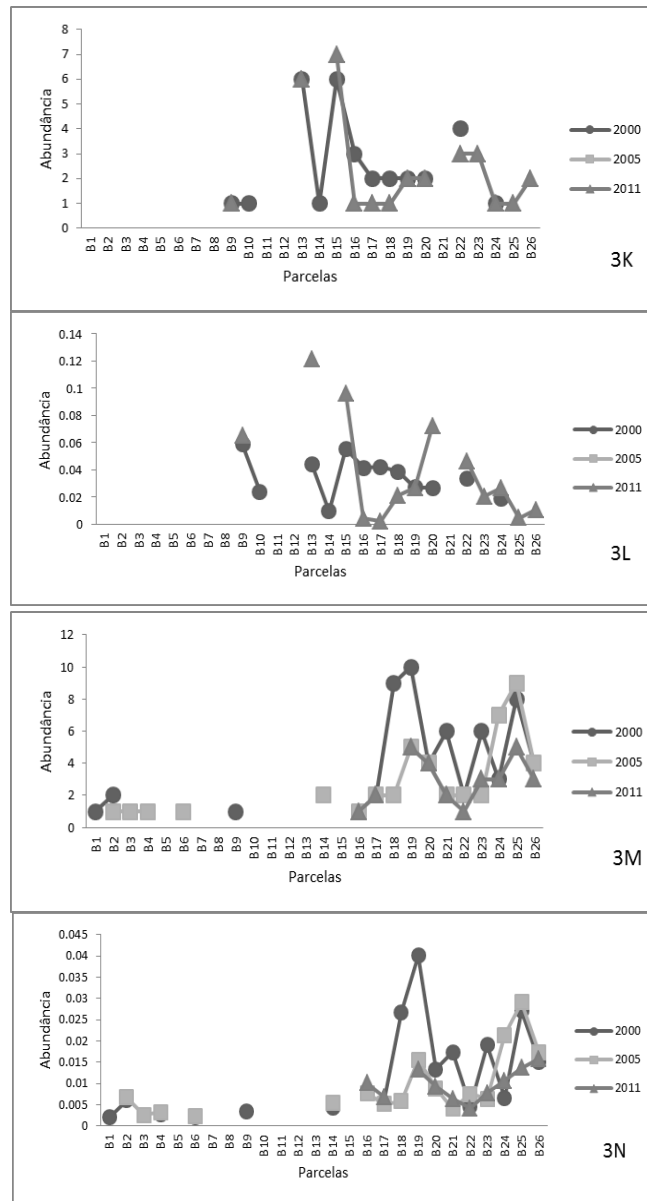


Figura 6 Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Nota: Num período de 11 anos (2000-2011), demonstrada pela abundância e área basal das 10 espécies mais abundantes nas 26 parcelas da transecção B. *Amaioua intermedia*: A = densidade, B = área basal; *Copaifera langsdorffii*: C = densidade, D = área basal.

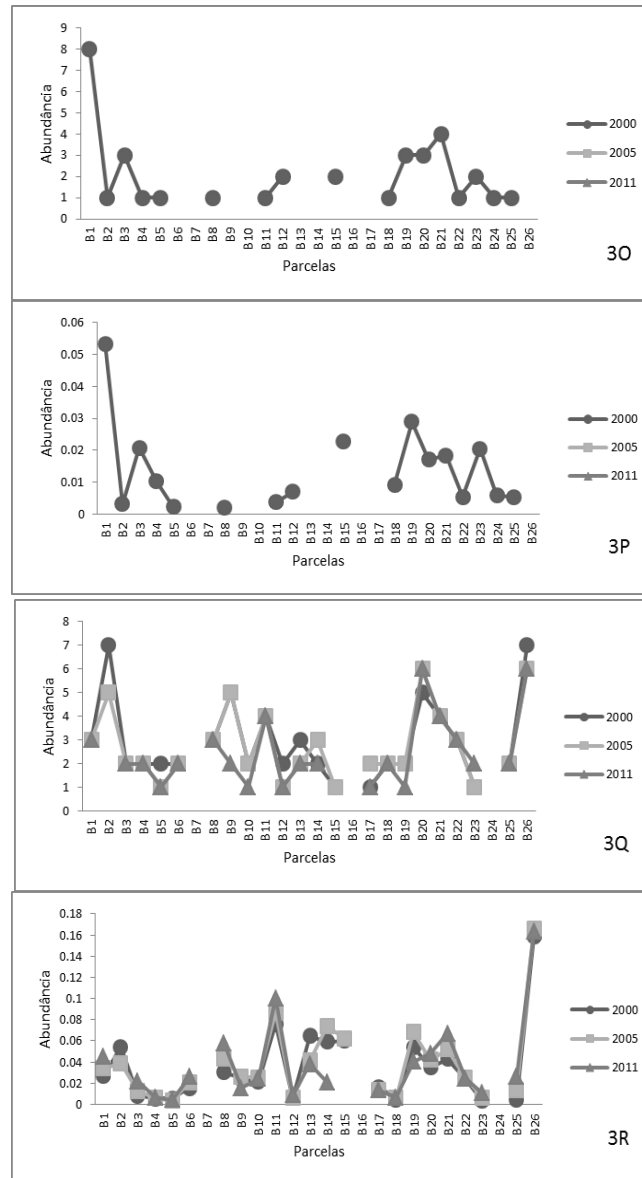


Figura 7 Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Nota: Num período de 11 anos (2000-2011), demonstrada pela abundância e área basal das 10 espécies mais abundantes nas 26 parcelas da transecção B. *Myrsine umbellata*: O = densidade, P = área basal; *Tapirira obtusa*: Q = densidade, R = área basal.

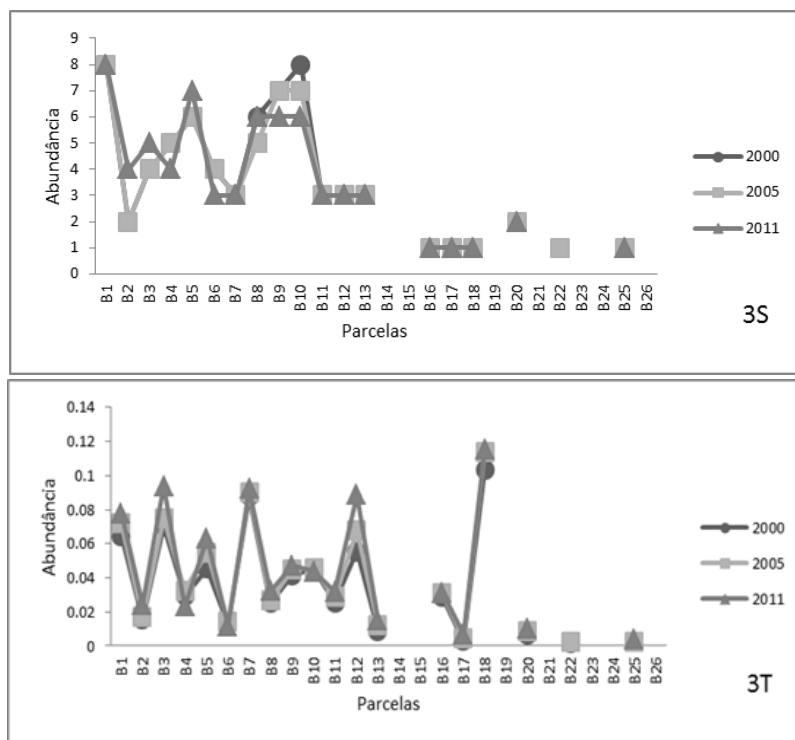


Figura 8 Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Nota: Num período de 11 anos (2000-2011), demonstrada pela abundância e área basal das 10 espécies mais abundantes nas 26 parcelas da transecção B. *Protium widgrenii*: S = densidade, T = área basal.

Com a relação à abundância das espécies *C. langsdorffii* manteve o mesmo número de indivíduos em 2000 e 2005 (89 indivíduos), tendo ingresso de um indivíduo em 2011; *C. echinocarpus* (31 indivíduos) teve a mesma abundância nos dois inventários (2000 e 2011); *F. nigrescens* teve a mesma abundância em 2000 e 2005 (36 indivíduos), com redução em 2011 (34 indivíduos); *P. widgrenii* (2000 = 68 indivíduos, 2005 = 67 e 2011 = 67) e *S. densiflora* (2000 = 80, 2005 = 75 e 2011 = 75) tiveram redução em suas

abundâncias no inventário de 2005 e as manteve em 2011; *P. vellosiana* (2000 = 62 indivíduos, 2005 = 46 e 2011 = 29) e *T. obtusa* (2000 = 67 indivíduos, 2005 = 64 e 2011 = 52) tiveram uma acentuada perda de indivíduos de 2000 a 2011.

As espécies *A. intermedia* (2000 = 112 indivíduos, 2005 = 121 e 2011 = 136; área basal em 2000 = 0,65 m<sup>2</sup>; 2005 = 0,83 m<sup>2</sup> e 2011 = 1,04 m<sup>2</sup>) e *P. glabrata* (2000 = 61 indivíduos, 2005 = 64 e 2011 = 65; área basal em 2000 = 1,22 m<sup>2</sup>; 2005 = 1,51 m<sup>2</sup> e 2011 = 1,69 m<sup>2</sup>) foram únicas dentre as 10 mais abundantes que apresentaram aumento progressivo de abundância e acúmulo da área basal durante os anos analisados, afirmando sua importância na estrutura da comunidade. Além disso, *A. intermedia* foi a mais abundante dentre todas as espécies de 2000 a 2011.

O aumento progressivo da abundância e área basal registrado para estas indica que a floresta está em avançado estágio sucessional, sendo que *A. intermedia* é considerada uma espécie climática tolerante à sombra (FELFILLI, 1995) e *P. glabrata* uma espécie climática exigente de luz (OLIVEIRA-FILHO et al., 2004).

As espécies climáticas são aquelas capazes de se desenvolver perante um dossel fechado, sobre a sombra, necessitando de pouca luz solar, e há também aquelas que são dependentes de maior incidência da luz solar para se desenvolverem e estabelecerem (SWAINE; WHITMORE, 1988). Essas espécies ocorrem em florestas tropicais maduras, nas quais a sucessão florestal está tendo avanço (SWAINE; WHITMORE, 1988).

O avanço da sucessão neste trecho da floresta do PEQRB também foi corroborado pela presença de *C. echinocarpus*, uma espécie pioneira (GARCIA, 2012; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a), dentre essas espécies em somente dois inventários. Também evidencia tal estágio de sucessão as demais espécies climáticas: tolerantes à sombra: *C. langsdorfii* (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; OLIVEIRA-FILHO et al., 2005); *F. nigrescens*

(NASCIMENTO; GIULIETTI; QUEIROZ, 2010); *M. umbellata* (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; WERNECK; FRANCESCHINELLI; TAMEIRÃO-NETO, 2000) e *S. densiflora* (NUNES et al., 2003).

As demais climáticas exigentes de luz são *P. widgrenii* (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005), *P. vellosiana* (GARCIA, 2012) e *T. obtusa* (GARCIA, 2012; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004a, 2007a). A presença de *M. umbellata* entre as mais abundantes somente em 2000, se deve ao desbaste de indivíduos que ocorre nas etapas tardias da sucessão ecológica (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010).

A vegetação arbórea na transeção C demonstrou oscilações mais acentuadas de abundâncias das parcelas 16 a 38 nos três inventários (tabela 4). As abundâncias mais elevadas nos três inventários ocorreram nas duas últimas parcelas (37 e 38). No entanto, estas parcelas demonstram redução no ingresso de indivíduos entre 2006 a 2011. Uma das razões desta redução do número de indivíduos nas parcelas 37 e 38 são as elevadas abundâncias de indivíduos da espécie *Eremanthus erythropappus* (candeia) (na parcela 37 em 2001, os indivíduos de candeia contribuíram para 18,75% do total de indivíduos, em 2006 para 18,29% e em 2011 para 8,21% do total de indivíduos; na parcela 38 em 2001 os indivíduos de candeia contribuíram para 36,23% do total de indivíduos, em 2006 para 33,76% e em 2011 para 25,71% do total de indivíduos). A tendência de oscilação de valores da parcela 16 a 38 também foi observada para riqueza de espécies e área basal nos três inventários. Os valores mais elevados observados para área basal nos anos analisados foram nas parcelas 25, 29 e 35 (tabela 4).

A riqueza de espécies por parcelas, se comparada à abundância e área basal apresentou oscilações menos acentuadas e demonstrou quantidade de espécies semelhante entre os anos analisados (tabela 4), com semelhanças mais

visíveis nas três últimas parcelas (36, 37 e 38) durante os inventários analisados. Em suma, as variações mais evidentes da parcela 16 a 38, podem ser indicativas da influência de algum distúrbio passado, não retratado, na estruturação do componente arbóreo deste trecho da floresta.

No trecho da floresta nesta transeção, o aumento de área basal foi significativamente superior ao trecho da transeção B (vide tabela 2). O acúmulo de biomassa, ou seja, matéria seca, pelas árvores pode aumentar a intensidade de um incêndio quando este ocorre, por meio da grande quantidade de material combustível que fornecem com sua madeira, e assim, o fogo pode atingir até árvores de dossel, alterando a estrutura e composição florística da floresta (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

De fato, devido a este acúmulo de material combustível, em setembro de 2011, quatro meses após ter sido feito o último inventário do presente estudo, um fogo de origem desconhecida que veio pelo campo, se intensificou e adentrou a floresta em vários trechos. Este fogo atingiu aproximadamente metade das parcelas da transeção C. Além disso, há um histórico de vários incêndios em locais diversos do parque. Dessa forma, mesmo que durante a realização dos inventários deste estudo, não tenha sido registrada marcas de fogo em nenhuma das transeções amostradas, não é de se descartar a possibilidade de que perturbações diversas, como incêndios ocorridos no passado possam ter influenciando na dinâmica deste trecho da floresta antes do referido incêndio de 2011.

Tabela 4 Estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada em estudo de longa duração nas 38 parcelas da transeção C, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Parcelas	Abundância			Área basal			Riqueza de		
	2001	2006	2011	2001	2006	2011	2001	2006	2011
C1	48	48	43	0.70	0.79	0.84	31	31	24
C2	32	35	26	0.47	0.52	0.47	25	28	22
C3	53	54	50	0.62	0.70	0.79	30	33	30
C4	47	41	39	0.75	0.80	0.73	30	29	26
C5	39	34	30	0.58	0.60	0.64	19	18	15
C6	47	47	50	0.74	0.85	0.91	29	29	30
C7	32	32	31	0.62	0.66	0.74	19	20	19
C8	43	48	47	0.66	0.74	0.75	21	22	24
C9	43	46	44	0.60	0.66	0.73	30	30	30
C10	46	46	42	0.55	0.61	0.53	26	25	23
C11	46	42	44	0.60	0.64	0.76	23	22	22
C12	45	42	43	0.70	0.75	0.83	31	30	29
C13	39	34	30	0.75	0.81	0.78	25	20	19
C14	42	44	40	0.60	0.66	0.68	26	28	29
C15	57	68	61	0.72	0.84	0.86	30	34	31
C16	52	50	43	0.74	0.79	0.89	27	26	25
C17	39	46	43	0.34	0.42	0.48	22	27	27
C18	64	59	55	0.76	0.58	0.83	25	23	26
C19	58	57	48	0.79	0.90	0.83	27	27	25
C20	57	54	44	0.74	0.79	0.82	28	29	24
C21	60	56	50	0.92	0.85	0.86	31	32	28
C22	47	48	40	0.61	0.63	0.65	24	25	23
C23	66	64	58	0.90	0.92	0.99	39	36	34
C24	47	44	40	0.56	0.52	0.54	27	25	28
C25	57	55	52	1.10	1.19	1.22	34	35	34
C26	48	43	36	0.62	0.62	0.65	22	23	22
C27	53	51	42	0.91	0.92	0.92	25	26	25
C28	59	58	47	0.50	0.55	0.56	30	30	28
C29	48	45	41	1.17	1.22	1.20	29	27	26



“Tabela 4, conclusão”

Parcelas	Abundância			Área basal			Riqueza de		
	2001	2006	2011	2001	2006	2011	2001	2006	2011
C30	49	60	63	0.45	0.51	0.57	26	29	33
C31	45	54	52	0.63	0.73	0.84	30	31	31
C32	58	64	64	0.82	0.78	0.81	30	31	32
C33	58	67	63	0.87	0.94	0.88	40	40	42
C34	57	61	59	0.99	0.99	0.93	36	36	31
C35	63	63	61	1.22	1.27	1.33	38	36	37
C36	48	51	46	0.97	1.09	1.18	24	25	25
C37	80	82	73	0.85	0.86	0.96	34	35	34
C38	69	77	70	0.84	0.74	0.73	27	28	30

As 10 espécies mais abundantes na transeção C foram *Cupania zanthoxyloides* Cambess. (Sapindaceae), *Eremanthus erythropappus* (DC.) McLeish (Asteraceae), *Eugenia acutata* Miq. (Myrtaceae), *Miconia sellowiana* Naudin (Melastomataceae), *Myrcia splendens*: (Sw.) DC. (Myrtaceae), *Prunus myrtifolia* (L.) Urb. (Rosaceae), *Rudgea jasminoides*: (Cham.) Müll. Arg. (Rubiaceae), *Siphoneugena densiflora* O. Berg (Myrtaceae), *Tapirira obtusa* (Benth.) J.D. Mitch. (Anarcadiaceae) e *Vochysia magnífica* Warm. (Vochysiaceae).

*Eremanthus erythropappus* (figuras 4A e 4B) esteve entre as mais abundantes somente no primeiro inventário (2001), concentrada quase totalmente nas duas últimas parcelas (37 e 38), próximas à transição da mata com o campo. Além disso, a abundância aumentou nestas parcelas. Esta é uma espécie que é comum na transição de Florestas Semidecíduais de Altitude para os Campos de Altitude, formando uma faixa ecotonal denominada candeal pela grande abundância de indivíduos desta espécie (OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999).

Com relação à concentração de indivíduos nas parcelas as espécies *C. zanthoxyloides* (figuras 4C e 4D) , *P. myrtifolia* (figuras 4E e 4F), *T. obtusa* (figuras 4G e 4H) e *S. densiflora* (figuras 4I e 4J) apresentaram seus indivíduos distribuídos por toda a transeção. As espécies *E. acutata* (figuras 4K e 4L), *M. sellowiana* (figuras 4M e 4N), *M. splendens* (figuras 4O e 4P), *R. jasminoides* (figuras 4Q e 4R) e *V. magnífica* (figuras 4 S e 4T) apresentaram distribuições agrupadas em conjuntos de parcelas.

As oscilações constantes pelas parcelas quanto à área basal e abundância de *Tapirira obtusa* (figuras 4G e 4H) nos três inventários, demonstrou ausência de preferência para a concentração de seus indivíduos observada neste estudo, confirmando sua classificação como generalista por habitat (BOTREL et al., 2002). A ampla distribuição de *M. splendens* (figuras 4O e 4P) pela transeção demonstrou que a espécie pode se estabelecer em sítios heterogêneos, embora, seja considerada uma que se concentra mais em borda de mata (CARVALHO et al., 2007; COELHO, 2011; GARCIA, 2012; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a).

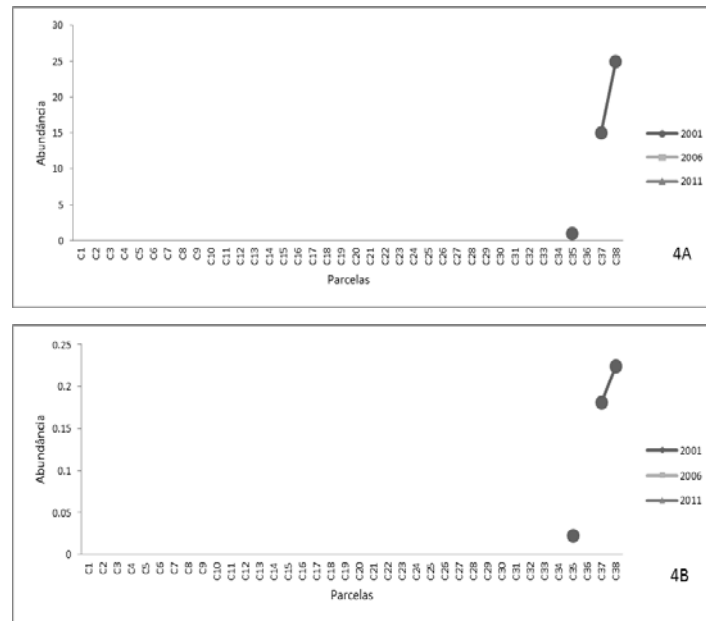


Figura 9 Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Nota: Num período de 10 anos (2001-2011), demonstrada pela abundância e área basal das 10 espécies mais abundantes nas 38 parcelas da transecção C. *Eremanthus erythropapus*: A = densidade, B = área basal.

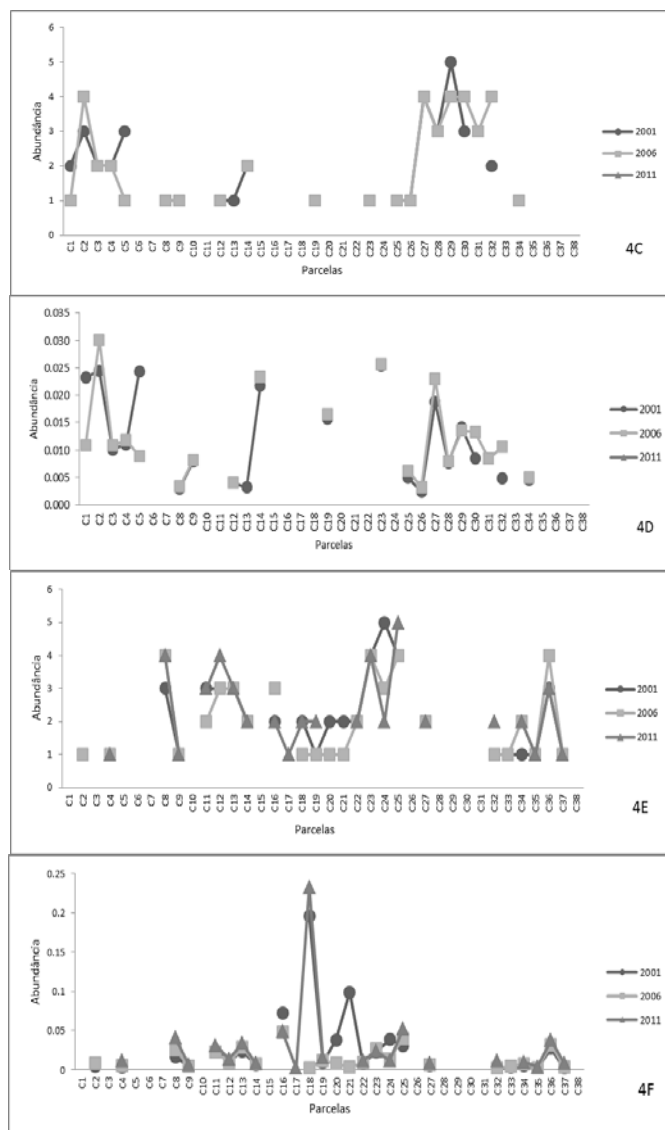


Figura 10 Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Nota: Num período de 10 anos (2001-2011), demonstrada pela abundância e área basal das 10 espécies mais abundantes nas 38 parcelas da transecção C. *Cupania zanthoxyloides*: C = densidade, D = área basal; *Prunus myrtifolia*: E = densidade, F = área basal.

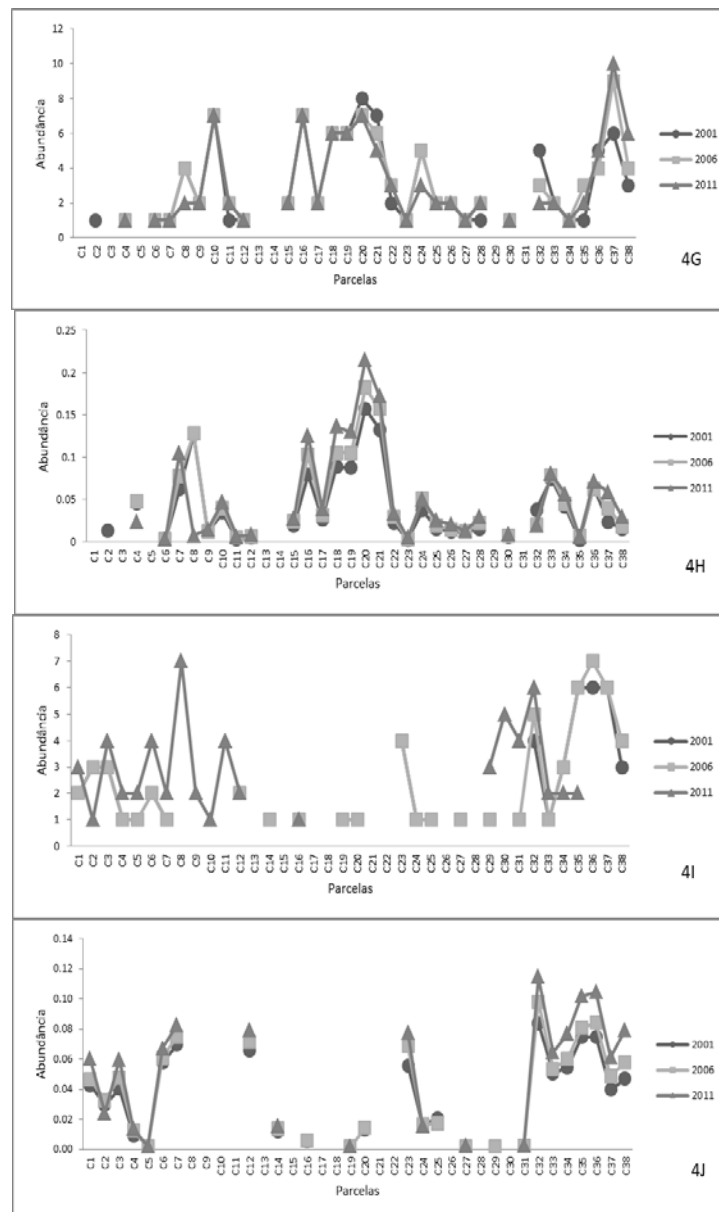


Figura 11 Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Nota: Num período de 10 anos (2001-2011), demonstrada pela abundância e área basal das 10 espécies mais abundantes nas 38 parcelas da transecção C. *Tapirira obtusa*: G = densidade, H = área basal; *Siphoneugena densiflora*: I = densidade, J = área basal.

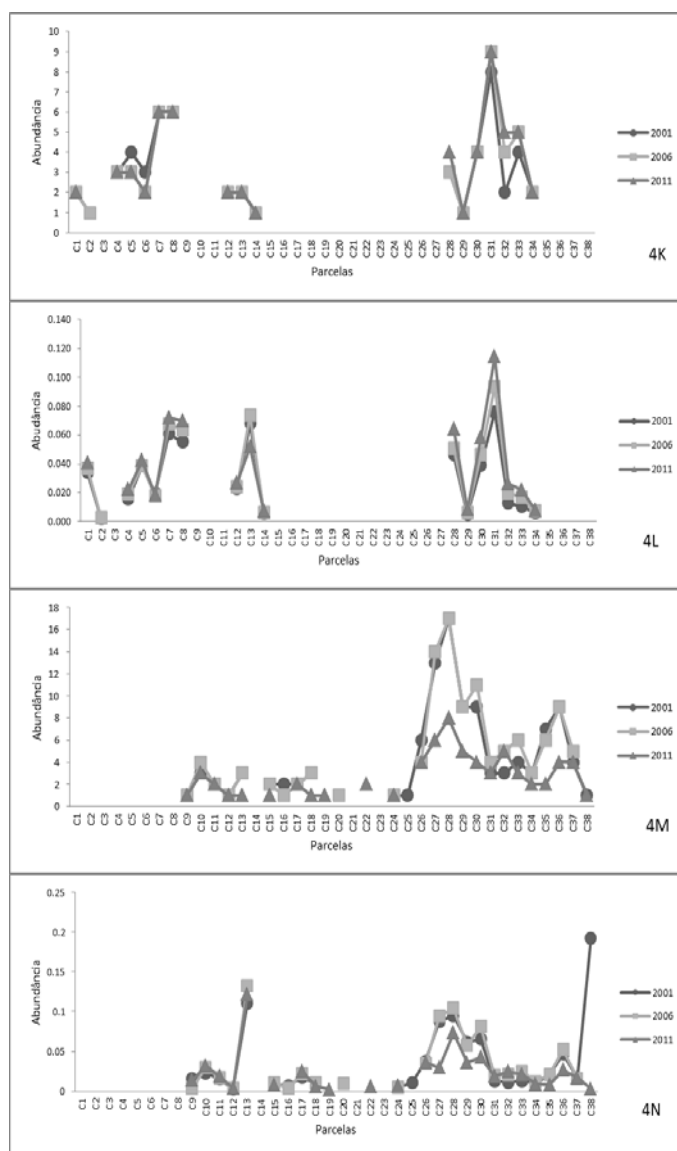


Figura 12 Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Nota: Num período de 10 anos (2001-2011), demonstrada pela abundância e área basal das 10 espécies mais abundantes nas 38 parcelas da transecção C. *Eugenia acutata*: K = densidade, L = área basal; *Miconia sellowiana*: M = densidade, N = área basal.

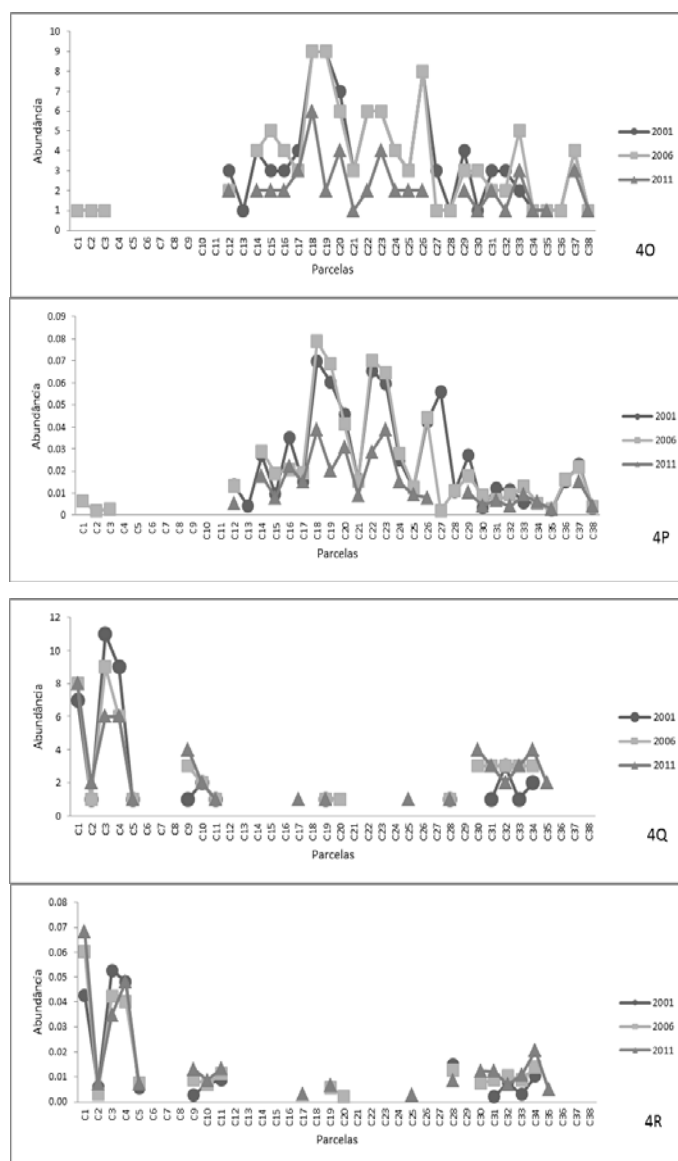


Figura 13 Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Nota: Num período de 10 anos (2001-2011), demonstrada pela abundância e área basal das 10 espécies mais abundantes nas 38 parcelas da transecção C. *Myrcia splendens*: O = densidade, P = área basal; *Rdugea jasminoides*: Q = densidade, R = área basal.

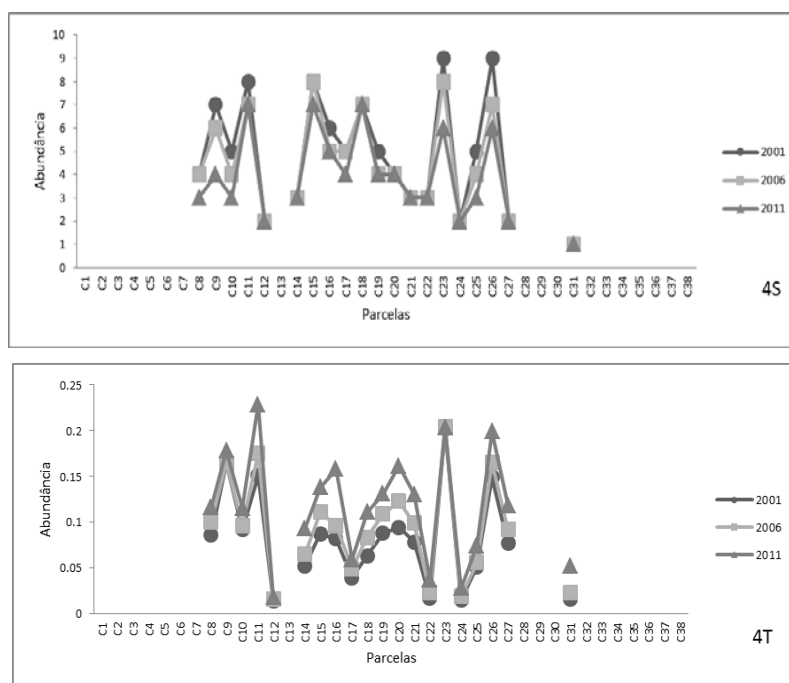


Figura 14 Estrutura de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Nota: Num período de 10 anos (2001-2011), demonstrada pela abundância e área basal das 10 espécies mais abundantes nas 38 parcelas da transecção C. *Vochysia magnifica*; O = densidade, P = área basal.

Foram registradas reduções na abundância para: *C. zanthoxyloides* que esteve entre as mais abundantes somente nos dois primeiros inventários (2001 = 42 indivíduos e 2006 = 40); *P. myrtifolia* em 2006 (2001 = 51 indivíduos, 2006 = 49 e 2011 = 49); *Siphoneugena densiflora* em 2011 (2001 = 53 indivíduos, 2006 = 60 e 2011 = 59); *T. obtusa* em 2011 (2001 = 95 indivíduos, 2006 = 98 e 2011 = 95);

As espécies que apresentaram as maiores perdas de indivíduos entre 2006 a 2011 foram *M. sellowiana* (2001 = 110 indivíduos, 2006 = 114 e 2011 = 67), *M. splendens* (2001 = 99 indivíduos, 2006 = 100 e 2011 = 51) e *V.*



*magnífica* (2001 = 98 indivíduos, 2006 = 89 e 2011 = 79). Este declínio em abundância, associado aos decréscimos em área basal de *M. splendens* e *M. sellowiana*, demonstra que estão reduzindo o ingresso de indivíduos em suas populações e tendo baixo desenvolvimento em biomassa dos sobreviventes. Dessa forma, estas espécies podem não garantir sua importância na estrutura da comunidade. O aumento progressivo da abundância foi registrado para *E. acutata* (2001 = 54 indivíduos, 2006 = 56 e 2011 = 57) e *R. jasminoides* (2001 = 42 indivíduos, 2006 = 49 e 2011 = 52).

Em área basal foi observado aumento de 2001 a 2011 para *E. acutata* (área basal em 2001 = 0,52 m<sup>2</sup>, 2005 = 0,59 m<sup>2</sup> e 2011 = 0,65 m<sup>2</sup>) e *R. jasminoides* (área basal em 2001 = 0,22 m<sup>2</sup>, 2006 = 0,25 m<sup>2</sup> e 2011 = 0,29 m<sup>2</sup>), *S. densiflora* (área basal em 2001 = 0,87 m<sup>2</sup>, 2006 = 0,98 m<sup>2</sup> e 2011 = 1,11 m<sup>2</sup>), *T. obtusa* (área basal em 2001 = 1,27 m<sup>2</sup>, 2006 = 1,45 m<sup>2</sup> e 2011 = 1,56 m<sup>2</sup>) e *V. magnífica* (área basal em 2001 = 1,61 m<sup>2</sup>, 2006 = 1,86 m<sup>2</sup> e 2011 = 2,34 m<sup>2</sup>). O decréscimo em área basal de 2001 a 2011 foi registrado para *M. sellowiana* (área basal em 2001 = 0,90 m<sup>2</sup>, 2006 = 0,78 m<sup>2</sup> e 2011 = 0,58 m<sup>2</sup>) e *M. splendens* (área basal em 2001 = 0,67 m<sup>2</sup>, 2006 = 0,65 m<sup>2</sup> e 2011 = 0,32 m<sup>2</sup>); *P. myrtifolia* em 2006 (área basal em 2001 = 0,65 m<sup>2</sup>, 2006 = 0,33 m<sup>2</sup> e 2011 = 0,62 m<sup>2</sup>); *C. zanthoxyloides* não alterou sua área basal (área basal em 2001 e 2006 = 0,24 m<sup>2</sup>).

As espécies *E. acutata* e *R. jasminoides* apresentaram aumento de abundância e área basal de 2001 a 2011. *S. densiflora* seguiu tendência semelhante, com a exceção que teve aumento da abundância em 2006 e perda de um indivíduo em 2011. Isto evidencia a importância destas espécies para a manutenção da estrutura da comunidade ao longo do tempo. Estas três espécies são consideradas como climáticas tolerantes à sombra (GARCIA, 2012; NUNES et al., 2003; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004a), o que evidencia um estágio de sucessão avançado neste trecho da comunidade arbórea da floresta do

PEQRB (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; SWAINE; WHITMORE, 1988).

Ao contrário, do trecho da floresta amostrado na transeção B, na transeção C houve maior número de espécies climáticas exigentes de luz, dentre as 10 mais abundantes, sendo elas: *C. zanthoxyloides* (GARCIA, 2012), *M. sellowiana* (GARCIA, 2012), *M. splendens* (GARCIA, 2012), *P. myrtifolia* (GARCIA, 2012), *T. obtusa* (GARCIA, 2012) e *V. magnífica*; (GARCIA, 2012; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004a). Como pôde ser observado houve uma abundância superior de espécies climáticas exigentes de luz sob as tolerantes à sombra. Isto pode ser resultante, conforme já dito, do desbaste de indivíduos deste grupo de espécies que é comum nas fases tardias da sucessão ecológica (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010).

#### **4.2 Distribuição por classes de diâmetro**

A distribuição de indivíduos por classes de diâmetro para as 10 espécies mais abundantes na transeção B apresentou diversos padrões. Para *Amaioua intermedia* (figura 5A) houve concentração de indivíduos basicamente na menor classe diamétrica (5 a 10 cm). Na segunda classe (>10 a 20 cm) o seu número de indivíduos teve aumento progressivo, sendo este aumento elevado em 2011. Isso associado ao equilíbrio da abundância na primeira classe em 2005 e 2011 demonstra que a espécie está tendo aumento no número de indivíduos migrando para a classe posterior, representando o crescimento em diâmetro desses indivíduos.

O acréscimo exponencialmente positivo de indivíduos maiores que 10 cm é uma característica do avanço da sucessão em florestas tropicais, que à medida que amadurecem passam a ter alta abundância de indivíduos de maiores diâmetro e área basal (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME,

2005; OLDEMAN, 1983), o que também pode ser confirmado pelo fato desta ser uma espécie climácia tolerante a sombra (FELFILLI, 1995).

A espécie *Copaifera langsdorffii* (figura 5B) demonstrou entre 2005 a 2011 a prevalência de indivíduos maiores que 10 cm de diâmetro, porém, em 2000 apresentou um decréscimo gradual do número de indivíduos da menor para a maior classe diamétrica. O mesmo foi observado para *Tapirira obtusa*(figura 5C) em 2000 e 2005.

*Faramea nigrescens*(figura 5D) apresentou predominância de indivíduos na segunda classe em 2000 e 2005, e gradual redução da abundância da primeira classe para a segunda em 2011. A distribuição de *C. langsdorffii*, *F. nigrescens* e *T. obtusa* é típica de árvores consideradas como climácicas moderadamente tolerantes à sombra (PIRES; PRANCE, 1997). Ademais, *T. obtusa* e *C. langsdorffii* são árvores grandes, importantes na formação do dossel florestal (OLIVEIRA-FILHO; SCOLFORO; MELLO, 1994). Em seu estudo conduzido em uma Floresta Semidecídua montana em Lavras, Oliveira-Filho, Scolforo e Mello(1994) também encontraram distribuições semelhantes as do presente estudo, sugerindo um possível comportamento de crescimento destas espécies.

Para *C. echinocarpus*(figura 5E) houve uma redução da abundância na menor classe de diâmetro em 2000 e 2005, com aumento em 2011. Entretanto, o número de indivíduos foi mais elevado na segunda classe nos inventários de 2000 e 2005, e simultaneamente o número de indivíduos na terceira classe (>20 a 40 cm) aumentou progressivamente durante os inventários.

O baixo recrutamento de indivíduos de menor porte de *C. echinocarpus* demonstra sua susceptibilidade à sucessão florestal, visto que esta é uma espécie considerada pioneira (GARCIA, 2012; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a), e tal tipo de espécie tem ciclo de vida curto (SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987). Em *P. glabrata* (figura 5F), o ingresso de indivíduos na segunda e terceira

classes foi mais elevado, confirmando o aumento do porte de seus indivíduos e sua participação no avanço da sucessão florestal.

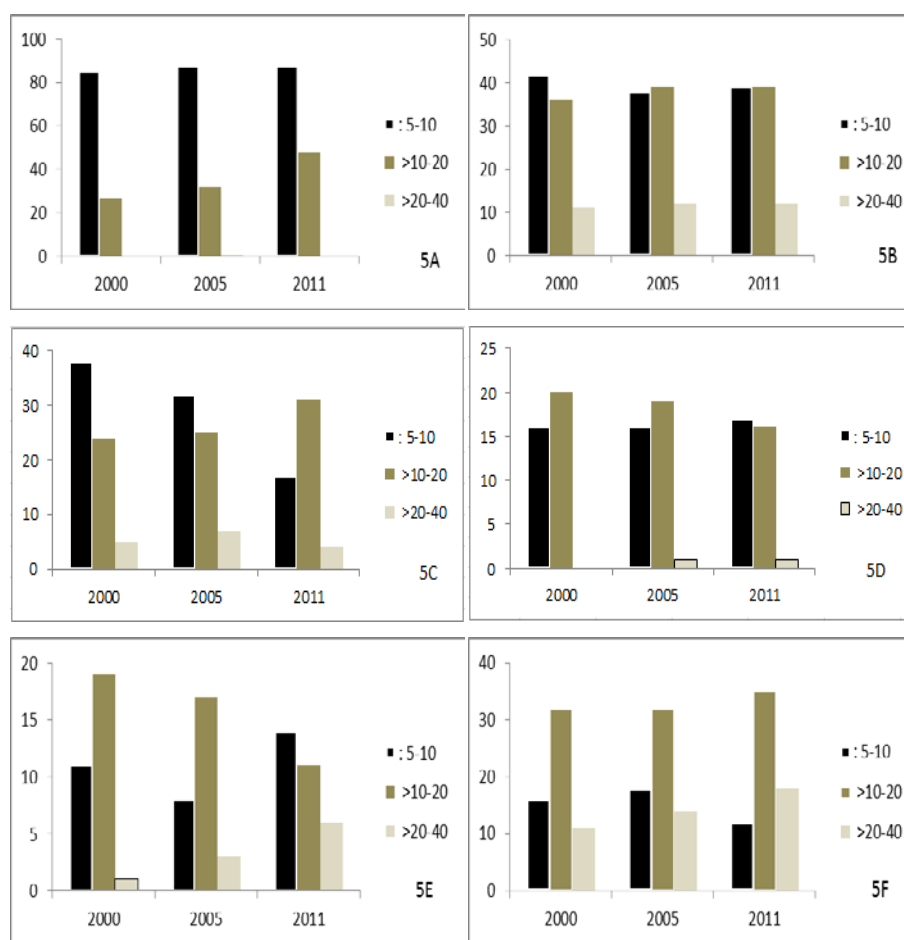


Figura 15 Distribuição de abundância por classes de diâmetro das 10 espécies mais abundantes, distribuídas pelas 26 parcelas da transeção B, em uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, num período de 11 anos (2000 a 2011).

Nota: A = *Amaioua intermedia*; B = *Copaifera langsdorffii*; C = *Tapirira obtusa*; D = *Faramea nigrescens*; E = *Croton echinocarpus*; F = *Pera glabrata*

A concentração de indivíduos somente nas duas primeiras classes de diâmetro foi observada nos três inventários para *Myrsine umbellata*(figura 5G) e *Psychotria vellosiana*(figura 5H). Em *M. umbellata* a primeira classe apresentou um decréscimo progressivo em sua abundância, e a segunda classe teve perda de três indivíduos em 2011. Por outro lado, *P. vellosiana* apresentou indivíduos quase totalmente concentrados na primeira classe, tendo apenas um indivíduo na segunda classe em 2000 e 2011. Foi também registrado um decréscimo progressivo de 2000 a 2011 no seu número de indivíduos na primeira classe. *Siphoneugena densiflora* (figura 5I) teve concentração quase total de indivíduos nas duas primeiras classes, sendo que abundância da primeira foi elevada em relação à segunda, e também houve o ingresso de um indivíduo na terceira classe em 2005 e 2011.

Nos três inventários *M. umbellata*, *P. vellosiana* e *S. densiflora* apresentaram elevado ingresso de indivíduos na primeira classe, apesar dos declínios das abundâncias observados. Em florestas tropicais indivíduos menores que 10 cm de diâmetro apresentam taxas de mortalidade dependente do tamanho (SWAINE; LIEMERMAN; PUTZ, 1987) e isto, provavelmente, influenciou nos decréscimos de indivíduos na primeira classe de diâmetro destas espécies, como também na redução de indivíduos deste porte neste trecho da floresta (vide item 4.4). A mortalidade de indivíduos deste porte é muitas vezes causada pela queda de grandes árvores, que formam clareiras e influencia nas condições de cada microambiente e no sucesso da regeneração de várias espécies próximas (LANG; NIGHT, 1983; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987).

Na distribuição dos indivíduos de *Protium widgrenii* (figura 5J), estes seguiram o padrão J-reverso em todos os inventários, com declínio da abundância da maior para a menor classe de diâmetro. Tal distribuição de

indivíduos é típica de espécies climácias tolerantes a sombra (PIRES; PRANCE, 1977), presentes em florestas maduras (BONGERS et al., 1988).

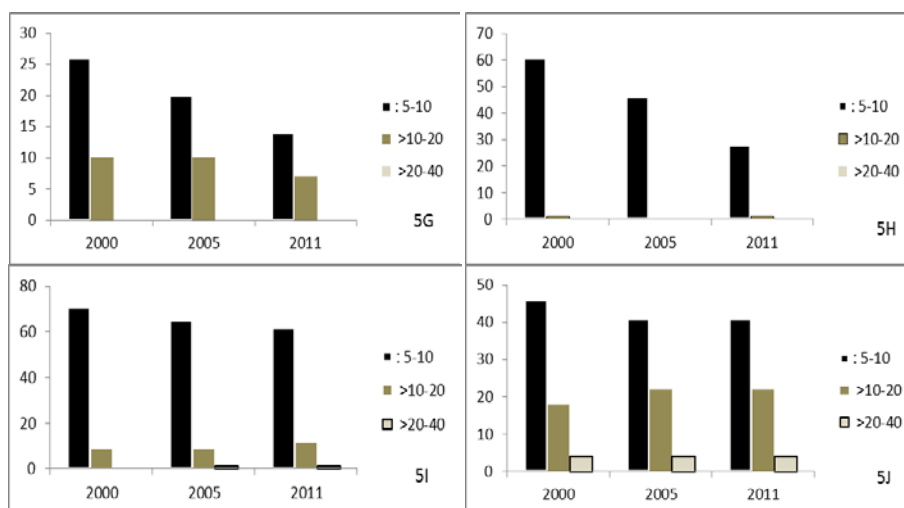


Figura 16 Distribuição de abundância por classes de diâmetro das 10 espécies mais abundantes, distribuídas pelas 26 parcelas da transeção B, em uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, num período de 11 anos (2000 a 2011).

Nota: G = *Myrsine umbellata*; H = *Psychotria vellosiana*; I = *Siphoneugena densiflora*; J = *Protium widgrenii*.

De forma geral, as abundâncias elevadas nas duas primeiras classes de diâmetro para as espécies *A. intermedia*, *M. umbellata*, *P. vellosiana* e *S. densiflora*, contribuem para a manutenção do ingresso de indivíduos na comunidade, sugerindo um estágio construção de regeneração na floresta (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004).

Em um processo de regeneração há populações que contribuem com o ingresso de elevado número de indivíduos (CLARK et al., 1999; LANG; KNIGHT, 1983; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004), sendo estes,

indivíduos menores (5 a 10 cm) que aumentam em tamanho ao obterem condições ambientais favoráveis para tal (SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987). O decréscimo de indivíduos menores (5 a 10 cm) para espécies de dossel exigentes de luz como *P. vellosiana* e *T. obtusa*, também é coerente com uma fase de regeneração pós-distúrbio na floresta e o avanço da sucessão (GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003).

Não foram encontrados indivíduos de >40 a 80 cm para as 10 espécies, corroborando o ingresso mais acentuado de indivíduos menores na comunidade, indicando nesta um processo de regeneração. Já o aumento de espécimes de maior porte (maiores que 10 cm de diâmetro) reflete um investimento da floresta na regeneração desses indivíduos, conduzindo-a para um estágio de maturação (OLDEMAN, 1990).

A transeção C também apresentou diversos padrões de distribuição dos indivíduos pelas classes diamétricas. As espécies *Cupania zanthoxyloides* (figura 6A), *Eremanthus erythropappus* (figura 6B) e *Rudgea jasminoides* (figura 6C), apresentaram indivíduos somente nas duas primeiras classes (5 a 10 cm e >10 a 20) cm nos três inventários.

Para *C.zanthoxyloides* a abundância em cada classe não teve clara variação nos inventários. *E. erythropappus* teve um decréscimo progressivo de indivíduos na primeira classe ao longo dos anos de estudo, e redução nas duas primeiras classes em 2011. Já em *R.jasminoides*, a abundância na primeira classe aumentou em 2006, se mantendo a mesma em 2011, e a segunda classe aumentou sua abundância exponencialmente de 2000 a 2011. *Myrcia splendens*(figura 6D)em 2006 e 2011 teve indivíduos nas duas primeiras classes e um indivíduo na terceira classe (>20 a 40 cm) em 2001. No entanto, *M. splendens* teve decréscimo nas duas primeiras classes em 2011.

O acentuado decréscimo de indivíduos nas duas primeiras classes para *E. erythropappus* em 2011 pode ser resultado (além das possíveis perturbações

mencionadas anteriormente) oriundo do avanço da sucessão na floresta, e a predominância de espécies climácicas (OLDEMAN, 1990; SWAINE; WHITMORE, 1988). Dentre estas espécies climácicas, *C. zanthoxyloides* e *R. jasminoides* demonstram ter importância na estruturação da comunidade, pois as abundâncias na primeira classe diamétrica de cada uma das duas espécies são semelhantes, sugerindo recrutamento contínuo (BONGERS et al., 1988), assim como a manutenção do crescimento destes recrutados (5 a 10 cm).

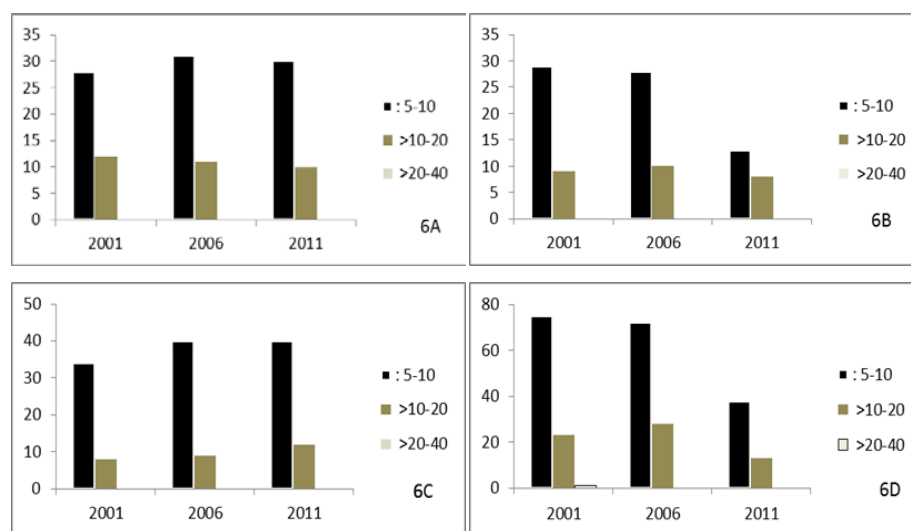


Figura 17 Distribuição de abundância por classes de diâmetro das 10 espécies mais abundantes, distribuídas pelas 38 parcelas da transeção C, em uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, num período de 10 anos (2001 a 2011)

Nota: A = *Cupania zanthoxyloides*; B = *Eremanthus erythropapus*; C = *Rudgea jasminoides*; D = *Myrcia splendens*.

A espécie *Eugenia acutata* (figura 6E) apresentou redução gradual da abundância da primeira para a segunda classe, e decréscimo mais abrupto da segunda para a terceira classe em 2001 e 2005. Em 2011, a espécie evidenciou o aumento da abundância na segunda classe e redução na primeira, indicando um



investimento mais lento no crescimento de seus indivíduos e redução do recrutamento. Este é um comportamento comum em espécies climáticas tolerantes à sombra (BONGERS et al., 1988; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987), e denota que a espécie está acompanhando o avanço da sucessão, que é caracterizado por árvores com maior diâmetro (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; OLDEMAN, 1989, 1990; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a).

Em *Tapirira obtusa* (figura 6F) ocorreu o decréscimo gradual do número de indivíduos da menor para maior classe diamétrica em todos os inventários, porém, com aumento exponencial da abundância na segunda e terceira classes, e redução na primeira classe em 2011. Esta distribuição ocorre para árvores moderadamente tolerantes a sombra (BONGERS et al., 1988) como *T. obtusa* (GARCIA, 2012), em estágios avançados da sucessão (OLDEMAN, 1990).

As espécies *Miconia sellowiana* (figura 6G) e *Prunus myrtifolia* (figura 6H) apresentaram reduções abruptas da primeira para a segunda classe diamétrica e abundância mais baixa na terceira classe (>20 a 40 cm). A alta redução na primeira classe em 2011 pode evidenciar o contraste entre mortalidade e recrutamento na menor classe de diâmetro. Para *P. myrtifolia* ressalta-se também a ocorrência de um indivíduo de >40 a 80 cm em 2001 e 2011.

A mais clara particularidade quanto à distribuição de indivíduos por classes de diâmetro ocorreu para *Siphoneugena densiflora* (figura 6I) e *Vochysia magnífica*; *magnífica* (figura 6J), visto que ambas apresentaram as maiores abundâncias na terceira classe. *V. magnífica*; apresentou um indivíduo de >40 a 80 cm em 2011. As abundâncias de árvores de maior porte (>20 a 40 cm) para ambas as espécies aumentaram progressivamente no decorrer dos inventários.

Diversas espécies apresentaram abundâncias elevadas na segunda classe nos três inventários, sendo elas: *Eugenia acutata*, *Miconia sellowiana*, *Mycia splendens*, *Siphoneugena densiflora*, *Tapirira obtusa* e *Vochysia magnífica*;

Isto demonstra que no componente arbóreo nesta transeção, há maior número de espécies com elevado número de indivíduos menores aumentando em diâmetro, o que é coerente com o avanço da sucessão florestal e um processo de regeneração floresta pós-distúrbio, caracterizado pela regeneração de indivíduos maiores que 10 cm (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003; LANG; NIGHT, 1983; OLDEMAN, 1990).

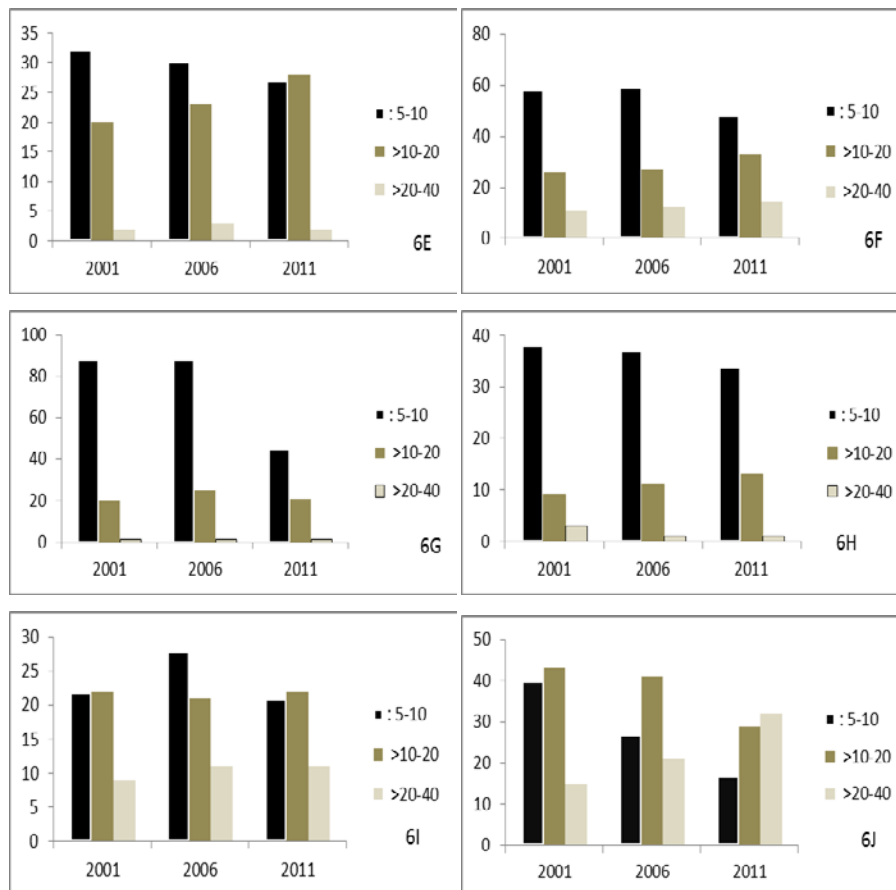


Figura 18 Distribuição de abundância por classes de diâmetro das 10 espécies mais abundantes, distribuídas pelas 38 parcelas da transeção C, em uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, num período de 10 anos (2001 a 2011)

Nota: E = *Eugenia acutata*; F = *Tapirira obtusa*; G = *Miconia sellowiana*; H = *Prunus myrtifolia*; I = *Siphoneugena densiflora*; J = *Vochysia magnífica*.

### 4.3 Dinâmica do componente arbóreo

Na transeção B, nos dois intervalos analisados (2000 a 2005 e 2005 a 2011) houve a redução da abundância e aumento em área basal (tabela 5). Foi observada uma perda progressiva de indivíduos demonstrada pela mudança

líquida negativa nos dois intervalos (tabela 5), sendo que esta foi mais elevada no segundo intervalo (2005 a 2011) (tabela 5). O aumento da taxa de mortalidade no intervalo entre 2005 a 2011 refletiu na rotatividade mais elevada neste intervalo (2005 a 2011= 2,45%) (tabela 5).

A perda progressiva de indivíduos observada teve relação com o aumento da taxa de mortalidade no intervalo entre 2005 a 2011 (tabela 5) e a diminuição da taxa de recrutamento neste mesmo intervalo (tabela 5). De fato o número de indivíduos mortos foi significativamente superior ao de recrutas tanto no intervalo entre 2000 a 2005 ( $Z=2,94$ ;  $P=0,003$ ) quanto no intervalo entre 2005 a 2011 ( $Z=3,65$ ;  $P=0,0003$ ) (2005 a 2011).

Com relação às taxas de dinâmica por área basal, houve mudanças líquidas positivas (tabela 5), demonstrando acúmulo em biomassa pela comunidade neste trecho durante os 11 anos de estudo. A rotatividade em área basal também aumentou no intervalo de tempo entre 2005 a 2011, indicando que tem ocorrido um acelerado ganho de biomassa na comunidade. Essas variações na rotatividade têm relação, sobretudo, com o aumento da taxa de ganho no intervalo entre 2005 a 2011 (tabela 5), e também devido à diferença entre esta taxa e a de perda nos dois intervalos, visto que a primeira foi superior à última nos dois intervalos (tabela 5).

Tabela 5 Taxas de dinâmica do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, num período de 11 anos (2000 a 2011).

<b>Transeção B</b>	<b>2000-2005</b>	<b>2005-2011</b>
Amostragem:		
Número de parcelas ( <i>N</i> )	26	26
Número de árvores:		
Inicial	1.364	1.313
Final	1.313	1.251
Sobreviventes	1.188	1.128
Mortas	176	187
Recrutas	125	123
Taxa de mortalidade (%.ano <sup>-1</sup> )	2,72	3,02
Taxa de recrutamento (%.ano <sup>-1</sup> )	1,98	1,63
Taxa de rotatividade (%.ano <sup>-1</sup> )	2,35	2,45
Taxa de mudança (%.ano <sup>-1</sup> )	-0,75	-0,96
Área basal:		
Inicial	14,83	15,62
Final	15,62	16,56
Mortas (m <sup>2</sup> )	1,83	1,85
Decremento dos sobreviventes (m <sup>2</sup> )	0,05	0,16
Recrutas (m <sup>2</sup> )	0,32	0,42
Incremento dos sobreviventes (m <sup>2</sup> )	2,34	2,52
Taxa de perdas (%.ano <sup>-1</sup> )	2,41	2,45
Taxa de ganhos (%.ano <sup>-1</sup> )	3,68	3,84
Taxa de rotatividade (%.ano <sup>-1</sup> )	3,05	3,14
Taxa de mudança (%.ano <sup>-1</sup> )	1,04	1,17

Nota: Nesta tabela são mostradas variáveis de dinâmica pertencente à transeção B.

A transeção C apresentou aumento do número de indivíduos no intervalo entre 2001 a 2006, redução entre 2006 a 2011 e aumento de área basal nos dois intervalos (tabela 6). A mudança líquida de indivíduos no intervalo de 2006 a 2011 foi negativa em relação ao intervalo de 2001 a 2006 (tabela 6), evidenciando uma perda progressiva de indivíduos entre 2006 a 2011. A rotatividade em número de indivíduos também foi superior no intervalo entre

2006 a 2011 (tabela 6), demonstrando que a dinâmica está ocorrendo de forma acelerada neste trecho (transeção C) da floresta.

A taxa de recrutamento (2,11%) foi mais elevada que a de mortalidade (1,82%) no intervalo entre 2001 e 2006, e menos elevada no intervalo entre 2006 a 2011 (tabela 6). No entanto, as contagens de Poisson atestam que não houve diferença significativa entre o número de mortos e recrutas no intervalo entre 2001 a 2006 ( $Z= 1,50$ ;  $P= 0,13$ ). Já no intervalo entre 2006 a 2011 foi significativamente diferente o número de mortos em relação ao de recrutas ( $Z= 7,11$ ;  $p= < 0,0001$ ).

A mudança líquida positiva em área basal foi mais elevada no intervalo entre 2001 a 2006 (tabela 6), mostrando um aumento no acúmulo de biomassa neste período. A rotatividade em área basal também aumentou no segundo intervalo, evidenciando uma dinâmica acelerada em biomassa (tabela 6). Em ambos os intervalos a taxa de ganho foi maior do que a de perda (tabela 6).

Tabela 6 Taxas de dinâmica do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Sul de Minas Gerais, num período de 10 anos (2001 a 2011).

<b>Transeção C</b>	<b>2001-2006</b>	<b>2006-2011</b>
Amostragem:		
Número de parcelas ( <i>N</i> )	38	38
Número de árvores:		
Inicial	1.941	1.970
Final	1.970	1.810
Sobreviventes	1.770	1.631
Mortas	171	339
Recrutas	200	179
Taxa de mortalidade (%ano <sup>-1</sup> )	1,82	3,70
Taxa de recrutamento (%ano <sup>-1</sup> )	2,11	1,71
Taxa de rotatividade (%ano <sup>-1</sup> )	1,97	2,71
Taxa de mudança (%ano <sup>-1</sup> )	0,29	-1,67
Área basal:		
Inicial	27,95	29,42
Final	29,42	30,71
Mortas (m <sup>2</sup> )	2,15	3,38
Decremento das sobreviventes (m <sup>2</sup> )	0,20	0,52
Recrutas (m <sup>2</sup> )	0,51	0,90
Incremento dos sobreviventes (m <sup>2</sup> )	3,31	4,28
Taxa de perdas (%ano <sup>-1</sup> )	1,63	2,52
Taxa de ganhos (%ano <sup>-1</sup> )	2,74	3,63
Taxa de rotatividade (%ano <sup>-1</sup> )	2,19	3,08
Taxa de mudança (%ano <sup>-1</sup> )	1,02	0,86

Nota: Nesta tabela são mostradas variáveis de dinâmica pertencente à transeção C.

Em outras Florestas Semidecíduais no sul de Minas Gerais, estudos de dinâmica arbórea encontraram resultados semelhantes ao registrado na transeção B e no intervalo entre 2006 a 2011 da transeção C do presente estudo (GARCIA, 2012; GUIMARÃES et al., 2008; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a), nos quais também foi constatado em termos gerais uma diminuição progressiva da abundância de indivíduos e simultâneo aumento em área basal. De acordo com os resultados dos parâmetros de dinâmica encontrados, a transeção B está caminhando para avançado estágio sucessional, no qual ocorre o predomínio do

acúmulo de área basal e redução do número de indivíduos (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; OLDEMAN, 1983, 1989, 1990).

O referido estágio em que demonstra se encontrar a comunidade arbórea deste trecho da floresta do PEQRB, é referido como sendo parte de uma etapa de ‘construção tardia’, tendo provavelmente como causa o processo de autodesbaste no componente arbóreo, que é associado a fases de regeneração pós-distúrbio na floresta (GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003; OLDEMAN, 1983; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004). Dentre as várias perturbações que podem ocorrer e influenciar na dinâmica arbórea, neste estudo ressalta-se as possíveis influências da formação de clareiras (OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987; SWAINE; WHITMORE, 1988) e da presença de cobertura do bambu (GARCIA, 2012; GUILHERME et al., 2004; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994b).

O processo de autodesbaste resulta em muitos casos, além da competição interespecífica, dos efeitos de perturbações pretéritas em uma determinada vegetação (GUIMARÃES et al., 2008; OLDEMAN, 1983), podendo ter influência na dinâmica de uma comunidade no longo prazo (OLDEMAN, 1990; OLIVEIRA-FILHO; MELO; SCOLFORO, 1997). Neste processo de autodesbaste, somente algumas poucas árvores sobrevivem ao aumento contínuo da competição proveniente do acúmulo de biomassa e maior crescimento, enquanto muitas outras, sobretudo árvores pequenas, morrem (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; OLDEMAN, 1990).

A dinâmica observada na transeção C durante 10 anos de monitoramento (2001 a 2011) diferiu parcialmente da transeção B. No intervalo de tempo entre 2001 a 2006, C mostrou aumento simultâneo de área basal e número de indivíduos, mudança líquida de indivíduos positiva, taxa de recrutamento superior a de mortalidade e taxa de ganho em área basal superior a de perda. No



entanto, no período compreendido entre 2006 a 2011, foi observada uma taxa de mudança líquida negativa, indicando uma acentuada perda progressiva de indivíduos, e a taxa de mortalidade foi superior a de recrutamento. Ao mesmo tempo a área basal representou um progressivo de biomassa durante os 10 anos.

Esta transição observada no trecho de floresta da transeção C indica que no primeiro intervalo (2001 a 2006), ela demonstrava estar atravessando uma fase de equilíbrio, que corresponde à fase clímax ou madura de uma floresta ou eco-unidade florestal, onde a densidade e a área basal flutuariam moderadamente, sob um regime de distúrbios leves, ou seja, sem formação de clareiras ou derrubadas de árvores (OLDEMAN, 1983; PHILLIPS; SHEIL, 1997). Já no período entre 2006 a 2011, a comunidade neste trecho demonstra ter passado de um estágio de equilíbrio para ‘construção tardia’, retratando o processo de regeneração após o autodesbaste no componente arbóreo (OLDEMAN, 1983).

A instabilidade de Florestas Tropicais não perturbadas verificadas em determinados períodos, constitui ciclos rítmicos por meio dos quais essas florestas alcançam a estabilidade por meio da alternância de eventos mais acentuados de mortalidade (perda de biomassa) com eventos mais acentuados de recrutamento, podendo estar estes eventos relacionados também a flutuações climáticas (FELFILLI, 1995; MANOKARAN; KOCHUMMEN, 1987; PHILIPS; GENTRY, 1994; PHILIPS; SHEIL, 1997; SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000). Dessa forma, a influência desses ciclos rítmicos na dinâmica florestal, provocados pela alternância de eventos mais acentuados de mortalidade e recrutamento, não deve ser completamente descartada, sobretudo como uma das possíveis justificativas para a transição de estágios sucessionais observada no trecho da floresta na transeção C.

Em Florestas Tropicais, as taxas de mortalidade e recrutamento podem demonstrar acentuadas irregularidades em escalas pequenas e temporais

(SHEIL; MAY, 1996), com possibilidade de variar também entre diferentes intervalos de medições (FELFILLI, 1995), como é caso da diferença entre intervalos de medições nas duas transeções. Além disso, a variação dos parâmetros de dinâmica pode estar relacionada à composição de espécies, à estrutura inicial da comunidade e à intensidade das perturbações as quais a comunidade esteve sujeita (RANKIN-DE-MERONA; HUTCHINGS; LOVEJOY, 1990). Estes fatores atrelados à diferença entre intervalos de medições citadas podem corroborar as instabilidades observadas no presente estudo, quanto à mortalidade e recrutamento.

Um fator já referido anteriormente, como um importante determinante da estrutura da comunidade arbórea do parque é a heterogeneidade ambiental, proveniente de variações no solo, topografia, regime hídrico (expresso pela distância das parcelas em relação ao curso d'água), presença de clareiras, populações de bambu e presença de bordas (DALANESI; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2004; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994b).

A heterogeneidade ambiental provavelmente está influenciando na dinâmica florestal do parque. A alocação das transeções em trechos distintos, neste sentido, representa um fator que também pode ser julgado de grande importância no desenrolar das variações observadas na floresta, visto que essas transeções englobam várias unidades da vegetação, com distintas idades de formação (OLDEMAN, 1989, 1990). Essas diferenças na idade são um dos principais fatores responsáveis pela presença de estágios sucessionais distintos em uma mesma comunidade (CONNELL, 1978; OLDEMAN, 1989).

#### 4.4 Dinâmica do componente arbóreo por classes de diâmetro

Nas distribuições de indivíduos por classes de diâmetro na transeção B, a menor classe (5 a 10 cm) foi a mais abundante nos dois intervalos de tempo analisados, porém, demonstrou redução da sua abundância nesses intervalos, demonstrando perda progressiva de indivíduos (figura 7). O número superior de emigrantes e mortos nesta classe em relação às demais, nos dois intervalos determinou o número mais elevado de egressos em relação a ingressantes (2005:  $Z=4,29$ ;  $p<0,0001$ ; 2011:  $Z=5,66$ ;  $p<0,0001$ ) (tabela 7), confirmando o decréscimo progressivo observado.

A segunda classe (>10 a 20 cm) apresentou aumento exponencial de sua abundância nos dois intervalos (figura 7). No entanto, sua abundância poderia ter sido maior em 2011, não fosse o número superior de egressos sobre os ingressantes ( $Z=7,34$ ;  $P<0,0001$ ) (tabela 7). De fato, o número de imigrantes nesta classe decresceu em 2011, implicando em redução do número de ingressantes (tabela 7). Na terceira classe (>20 a 40 cm) também houve aumento da abundância de 2000 a 2011 (figura 7), sendo que em 2005 teve maior número de ingressos do que egressos ( $Z=2,76$ ;  $p<0,0057$ ) (tabela 7).

A quarta classe (>40 a 80 cm) apresentou a taxa média anual de mortalidade (9,71%) mais elevada em 2005 (tabela 7), sendo isto devido ao fato de ter perdido dois dos cinco indivíduos que possuía inicialmente. Em 2011, esta classe recrutou um indivíduo (tabela 7). A frequência observada de mortos por classe de diâmetro em 2005 e 2011 diferiu da esperada (2005: Teste G = 228,39;  $p<0,0001$ ; 2011: Teste G = 128,72;  $p<0,0001$ ), demonstrando que a frequência dos mesmos é dependente dessas classes.

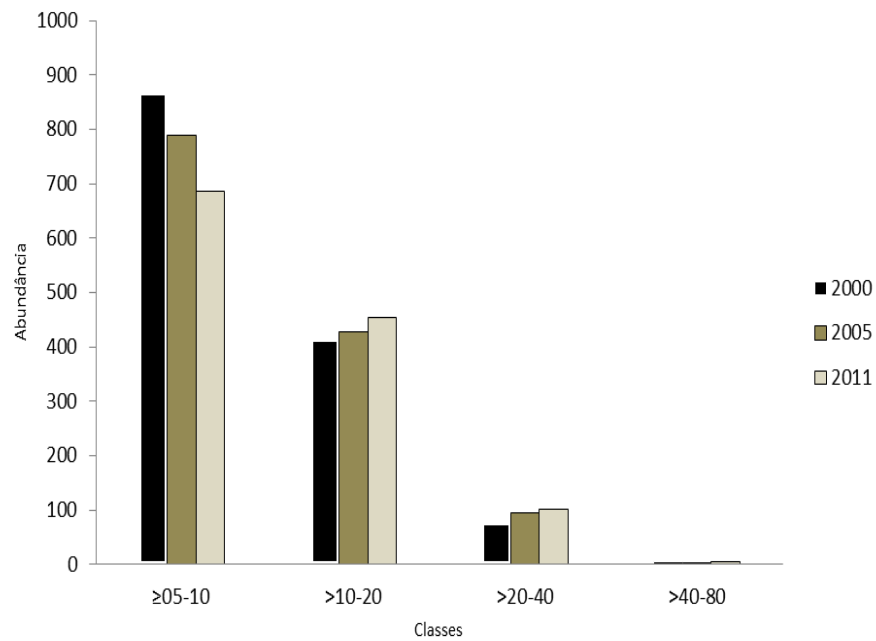


Figura 19 Distribuição em abundância dos indivíduos arbóreos por classes de diâmetro, em uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada num período de 11 anos, nas 26 parcelas da transeção B, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.

Tabela 7 Dinâmica por classes de diâmetro do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada nas 26 parcelas da transeção B, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, inventariada nos anos de 2000, 2005 e 2011.

DAP (cm)	N			M			E	R	I	C. Poisson	
	2000	2005	esp.	N	esp.	% ano <sup>-1</sup>	N	N	N	Z	P
≥05-10	867	789	834.583	133	128.027	3.27	73	125	3	4,29	<0,0001
>10-20	415	427	399.483	30	28.878	1.48	31	-	73	1,03	0,3008
>20-40	77	94	74.121	11	10.589	3.03	-	-	28	2,76	0,0057
>40-80	5	3	4.813	2	1.925	9.71	-	-	-	1,31	0,1890
	<b>2005</b>	<b>2011</b>									
≥05-10	789	686	748.739	134	127.162	3,65	90	116	4	5,66	<0,0001
>10-20	427	455	405.211	39	37.010	1,89	26	7	1	7,34	<0,0001
>20-40	94	101	89.203	14	13.286	3,17	2	-	22	0,96	0,3337
>40-80	3	4	2.847	0	0	-	-	-	1	0,79	0,4282

Onde: N: número de indivíduos; M: mortos; E: emigrantes; R: recrutadas; I: imigrantes; esp: frequência esperada para o número de árvores e de mortos no intervalo; % ano<sup>-1</sup>: taxa média anual e C. Poisson: contagens de Poisson para os indivíduos ingressantes (recrutadas + imigrantes) e egressos (mortos + emigrantes). Nível de significância para as contagens de Poisson é < 0,05.

Alguns estudos registraram situações similares às encontradas no presente estudo, sendo que o padrão aqui encontrado que foi retratado em vários estudos em Florestas Semidecíduais foi à típica distribuição dos indivíduos pelas classes diamétricas, seguindo o modelo exponencial negativo (J-reverso) (APOLLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; BOTEZELLI, 2007; GUIMARÃES, 2010; GUIMARÃES et al., 2008; MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007b).

O modelo exponencial negativo (J-reverso) é representando por um decréscimo progressivo de indivíduos da menor para a maior classe de diâmetro (APOLLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005). Este decréscimo acentuado na menor classe de diâmetro se deve ao fato que nesta classe, a mortalidade de indivíduos é altamente dependente do tamanho, tornando estes indivíduos menos competitivos e sensíveis a distúrbios naturais, como queda de grandes árvores (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987).

Conforme pôde ser observado, houve redução no ingresso de indivíduos e aumento da mortalidade na menor classe de diâmetro, e estes indivíduos migraram para as próximas classes. Desta forma, o decréscimo de indivíduos menores (5 a 10 cm) e o crescimento de indivíduos maiores que 10 cm podem ser compreendidos como um avanço da sucessão florestal, retratando que o componente arbóreo está caminhando para maturidade neste trecho da floresta (OLDEMAN, 1983, 1989).

O trecho da floresta na transeção C também apresentou a maior abundância de indivíduos na menor classe de diâmetro. Entretanto, esta classe teve uma redução progressiva da abundância de 2001 a 2011 (figura 8), sendo que o decréscimo mais elevado foi constatado em 2011. Este decréscimo em 2011 foi confirmado pelo número superior de egressos em relação a ingressantes ( $Z = 6,60$ ;  $p = <0,0001$ ) (tabela 8).

A segunda classe (>10-20 cm) apresentou um discreto aumento na sua abundância em 2006 (figura 8), mesmo tendo apresentado número de egressos superior a ingressos ( $Z = 10,42$ ;  $p = <0,0001$ ) (tabela 8). Em 2011, embora esta classe tenha apresentado alto número de imigrantes em relação a 2005 (tabela 8), teve decréscimo em sua abundância. Na terceira classe (>20 a 40 cm) foi observado o aumento do número de indivíduos de 2001 a 2011 (figura 8), e este acréscimo foi resultante do número superior de ingressantes em relação a egressos nesta classe ( $Z = 2,22$ ;  $p = 0,0258$ ) em 2006 (tabela 8).

A quarta classe também apresentou um aumento progressivo de sua abundância de 2001 a 2011 (figura 8), apesar de ter apresentado a maior taxa de mortalidade (3,28%) dentre as classes em 2006 (tabela 8), que foi resultante da perda de dois dos 13 indivíduos inicialmente contabilizados (tabela 8). Mesmo a perda de dois indivíduos para esta classe, é representativa, visto que é a classe de menor abundância. Em ambos os intervalos a frequência de indivíduos mortos por classe de diâmetro diferiu da esperada (2006: Teste  $G = 179,29$ ;  $P = <0,0001$ ; 2011: Teste  $G = 414,12$ ;  $P = <0,0001$ ), demonstrando a dependência destes das classes.

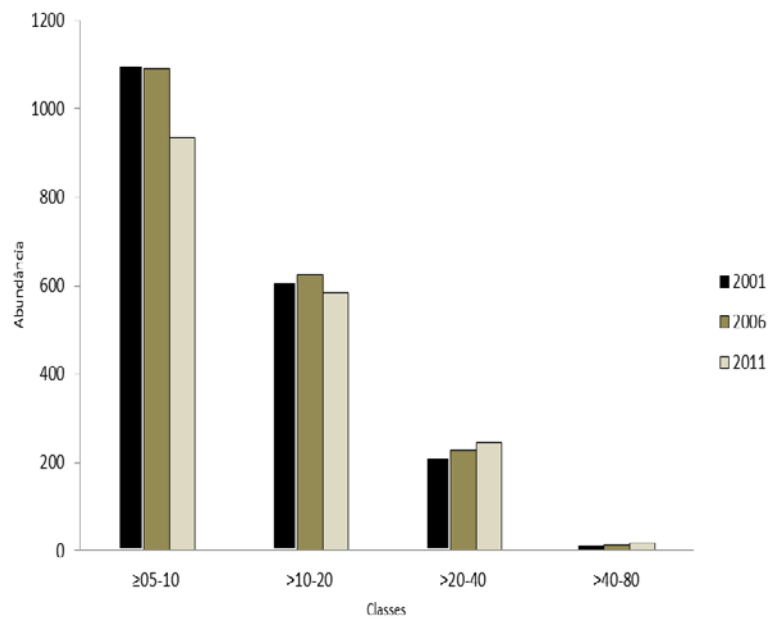


Figura 20 Distribuição em abundância dos indivíduos arbóreos por classes de diâmetro, em uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada num período de 10 anos, nas 38 parcelas da transeção C, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito.



Tabela 8 Dinâmica por classes de diâmetro do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual, amostrada nas 38 parcelas da transeção C, no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, inventariada nos anos de 2001, 2006 e 2011.

DAP (cm)	N			M			E	R	I	C. Poisson	
	2001	2006	esp.	N	esp.	% ano <sup>-1</sup>	N	N	N	Z	P
≥05-10	1103	1091	1113.229	111	112.029	2,09	92	200	2	0,04	0,9604
>10-20	612	625	617.675	45	45.417	1,51	34	-	2	10,42	<0,0001
>20-40	213	229	214.975	13	13.121	1,25	5	-	34	2,22	0,0258
>40-80	13	14	13.121	2	2.019	3,28	-	-	3	0,41	0,6755
<b>2006 2011</b>											
≥05-10	1091	936	993.540	233	212.186	4,53	93	167	12	6,60	<0,0001
>10-20	625	585	569.168	86	78.318	2,91	43	-	98	2,05	0,0395
>20-40	229	245	208.543	19	17.303	1,71	11	-	43	1,51	0,1256
>40-80	14	18	12.749	1	0.911	1,47	1	-	5	1,09	0,2717

Onde: N: número de indivíduos; M: mortos; E: emigrantes; R: recrutadas; I: imigrantes; esp: frequência esperada para o número de árvores e de mortos no intervalo; % ano<sup>-1</sup>: taxa média anual e C. Poisson: contagens de Poisson para os indivíduos ingressantes (recrutadas + imigrantes) e egressos (mortos + emigrantes). Nível de significância para as contagens de Poisson é < 0,05.

No trecho da floresta nesta transeção também pôde ser observado um decréscimo progressivo da abundância dos menores indivíduos (5 a 10 cm). No entanto, na segunda classe de diâmetro houve um aumento da abundância em 2006 e redução em 2011, o que também pode ser observado para algumas das espécies mais abundantes (vide item 4.1, distribuição por classes de diâmetro). Como já mencionado anteriormente, a comunidade no período entre 2001 a 2006 indicou que passava por uma fase de equilíbrio, caracterizada por flutuações moderadas de área basal e densidade (OLDEMAN, 1983; PHILLIPS; SHEIL, 1997). De 2006 a 2011, a comunidade demonstrou estar adentrando a uma fase de regeneração, após o desbaste de indivíduos (OLDEMAN, 1990).

O desbaste em indivíduos menores que 20 cm e o aumento da abundância de indivíduos maiores que este valor, evidenciados na terceira e quarta classes, salientam a regeneração de árvores de grande porte na comunidade, demonstrando que este trecho da floresta está passando por um avanço no seu estágio sucessional. Esse avanço na sucessão florestal denota para este trecho da floresta um processo de amadurecimento do componente arbóreo (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; OLDEMAN, 1990).

## 5 CONCLUSÕES

Foi observado que há diferenças no comportamento do componente arbóreo entre as transeções, sobretudo, com relação à abundância de indivíduos e instabilidade nas taxas de dinâmica, com destaque para a taxa de mudança líquida em abundância mais elevada da C transecção em relação a B no segundo intervalo analisado. Neste contexto, o trecho da transeção B apresentou um decréscimo progressivo no número de indivíduos, evidenciado pela alta mortalidade e baixo recrutamento de indivíduos, e simultaneamente houve um acúmulo em área basal. Já o componente arbóreo amostrado na transeção C demonstrou uma transição de um período de equilíbrio entre abundância e área basal de indivíduos e área basal, para um período similar ao observado na transeção B.

Assim, a influência da heterogeneidade ambiental na dinâmica foi clara entre os trechos, diante da transição de fases sucessionais na transeção C e pela sua concentração mais abundante de espécies climáticas exigentes de luz em relação a B. No entanto, a regeneração de árvores de grande porte na transeção C é mais acentuada do que em B, o que indica que neste trecho o desbaste de indivíduos é mais recente, como também seu processo de regeneração. De forma geral, o desbaste de indivíduos de menor porte nos dois trechos da floresta, aponta que estão tendo avanço na sucessão florestal, caminhando para a maturidade.

## REFERÊNCIAS

ALLABY, M.; GARRATT, R. **Biomes of the earth: tropical forests**. New York: Chelsea House, 2006. 272p.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, n. 2, p. 105-121, Aug. 2009.

APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; GUILHERME, F.A.G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 347-360, abr./jun. 2005.

ASQUITH, N.M. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. In: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (Ed.). **Ecología y conservación de Bosques Neotropicales**. San José: Lur, 2002. p.377-403.

AYRES, M. et al. **BioEstat**: aplicações estatísticas nas áreas ciências biomédicas. Belém: UFPA, 2007. 364p.

BERG, E. van den; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Composição florística e fitossociologia de uma floresta estacional semidecidual montana em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 3, p. 231-253, 2000.

BONGERS, F. et al. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. **Vegetatio**, The Hague, v.74, p. 55-80, 1988.

BOTEZELLI, L. **Dinâmica estrutural da comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Semidecidual às margens do Rio Capivari, Lavras, MG**. 2007. 113p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

BOTREL, R.T. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de um floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 13, p. 195-213, 2002.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Florestas do Brasil em resumo**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 156p.

\_\_\_\_\_. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília, 2003. 506p.

BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Dubuque: W.M.C. Brow, 1984. 226 p.

CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. **Tropical forest community ecology**. Chichester: Willey-Blackwell, 2008. 537 p.

CARVALHO, M.D.C. **Transformação de reserva biológica municipal de “Poço Bonito” a parque ecológico “Quedas do Rio Bonito” e o ecoturismo**. 2005. 37p. Monografia (Pós-Graduação em Ecoturismo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2005.

CARVALHO, W.A.C.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecidual em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 315-335, 2007.

CAUSTON, D.R. **An introduction to vegetation analysis, principles and interpretation**. London: Unwin Hyman, 1988. 342 p.

CLARK, D.B. Los factores edáficos y la distribución de las plantas. In: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (Ed.). **Ecología y conservación de Bosques Neotropicales**. San José: Lur, 2002. p. 193-222.

CLARK, D. B.; CLARK, D.A. Population ecology and microhabitat distribution of *Dipteryx panamensis*, a neotropical rain forest emergent tree. **Biotropica**, Washington, v.19, p. 236-244, 1987.

CLARK, J.S. et al. Interpreting recruitment limitation in forests. **American Journal of Botany**, Columbus, v. 86, n. 1, p. 1-16, 1999.

COELHO, G.A.O. **Padrões florísticos e estruturais da comunidade arbustivo-arbórea de bordas naturais em Matas de Galeria no Alto Rio Grande-MG**. 2011. 161p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, New York, v. 199, p.1302-1309, 1978.

CONNELL, J.H.; TRACEY, J.G.; WEBB, L.J. Compensatory recruitment, growth and mortality as factors maintaining rain-forest tree diversity. **Ecological Monographs**, Lawrence, v.54, p. 141-164, 1984.

DALANESI, P.E.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A. L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e a correlação entre a distribuição de espécies e variáveis ambientais. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 18, n.4, p. 737-757, 2004.

ESPÍRITO-SANTO, F.D.B. et al. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecidual montana no campus da Universidade Federal de Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 16, n. 3, p. 331-356, 2002.

FELFILI, J.M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, The Hague, v. 117, n. 1, p. 1-15, Mar. 1995.

GARCIA, P.O. **Rotatividade da comunidade arbórea em fragmento de Mata Atlântica e correlações com fatores edáficos, topográficos, bióticos e ecológicos**. 2012. 145p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

GAVILANES, M. L. et al. Flórula da reserva biológica municipal do Poço Bonito, Lavras, MG:III., formação florestal. **Daphne**, Belo Horizonte, v. 2, n. 3, p. 14-26, 1992.

GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P. Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 1, p. 47-60, 2003.

GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. **Ecología y conservación de Bosques Neotropicales**. San José: Lur, 2002. 691p.

GUILHERME, F. A. G. et al. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 174, n. 1, p. 19-36, 2004.

GUIMARÃES, C.D.C. **Dinâmica da comunidade arbórea-arbustiva de um sistema corredor-fragmento em Santo Antônio do Amparo, MG**. 2010. 45p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

GUIMARÃES, J.C.C. et al. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 621-632, 2008.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S.M.; FOX, G.A. **Ecologia vegetal**. 2.ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 592 p.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P. D. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, Davis, v. 4, n.1, p. 229-230, 2001.

HOFFMANN, W.A.; SOLBRIG, O.T. The role of topkill in the differential response of savanna woody plants to fire. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 180, n. 3, p. 273-286, July 2003

HUTCHINGS, M.J. The structure of plant populations. In: CRAWLEY, M.J. (Ed.). **Plant ecology**. Oxford: Blackwell Science, 1997. p. 325-358.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 4, n. 1, p. 77-86, 1994.

LANG, G.E.; KNIGHT, D.H. Tree growth, mortality, recruitment and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. **Ecology**, Durham, v. 64, n. 5, p. 1075-1080, 1983.

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

LEGENDRE, P.; FORTIN, M. J. Spatial pattern and ecological analysis. **Vegetatio**, The Hague, v. 80, n. 2, p. 107-138, 1989.

LIEBERMAN, D. et al. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 73, p. 915-924, 1985.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasílica**, Feira de Santana, v. 24, n. 1, p. 250-261, 2010.

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

NASCIMENTO, F. H.F.; GIULIETTI, A.M.; QUEIROZ, L.P. Diversidade arbórea das florestas alto montanas no Sul da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, Porto Alegre, v. 24, n.3, p. 674-685, 2010.

NUNES, Y.R.F. et al. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasílica**, Porto Alegre, v. 17, n. 2, p. 213-229, 2003.

OLDEMAN, R.A.A. Dynamics in tropical rain forests. In: HOLM-NIELSEN, L.B.; NIELSEN, I.C.; BALSLEV, H. (Ed.). **Tropical forest: botanical dynamics, speciation and diversity**. London: Academic, 1989. p.3-21.

\_\_\_\_\_. **Forests: elements of silvology**. Berlin: Springer-Verlag, 1990. 624 p.



\_\_\_\_\_. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis, and diversity. In: SUTTON, S.L.; WHITMORE, T.C.; CHADWICK, A.C. (Ed.). **Tropical rain forest: ecology and management**. Oxford: Blackwell, 1983. p. 131-150.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. **Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2006. 423 p.

\_\_\_\_\_. **TreeAtlas 2.0, flora arbórea da América do Sul cisandina tropical e subtropical: um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação**. Belo Horizonte: UFMG, 2010. Disponível em: <<http://www.icb.ufmg.br/treetatlan/>>. Acesso em: 20 jan. 2012.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Comparison of the woody flora and soils of six areas of montane semideciduous forest in southern Minas Gerais, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 51, n. 3, p. 355-389, 1994a.

\_\_\_\_\_. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos: 1999-2004. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n.1, p. 149-161, 2007a.

\_\_\_\_\_. Dinâmica do componente arbóreo na floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 852-854, 2007b.

\_\_\_\_\_. Diversity and structure of the tree community of a fragmente of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 685-701, 2004.

\_\_\_\_\_. Effect of flooding regime and understorey bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio**, The Hague, v. 113, n. 2, p. 99-124, 1994b.

\_\_\_\_\_. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego dos Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 67-85, 1994c.

\_\_\_\_\_. **Estudos florísticos e fitossociológicos em remanescentes de matas ciliares do Alto e Médio Rio Grande**. Belo Horizonte:CEMIG, 1995.27 p. (Boletim Técnico, 11.106-MA/PA-013).

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FLUMINHAN-FILHO, M. Ecologia da vegetação do parque florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v. 5, n.2, p. 50-63, 1999.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south-eastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J.M.; SCOLFORO, J.R.S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five year period 1987-1992. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 131, n. 1, p. 45-66, Feb. 1997.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Padrões florísticos das matas ciliares da região do Cerrado e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário Tardio. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 73-89.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; SCOLFORO, J.R.S.; MELLO, J.M. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua montana em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.17, n.2, p. 167-182, 1994.

PEREIRA, I.M. **Estudo da vegetação remanescente como subsídio à recomposição de áreas ciliares nas cabeceiras do Rio Grande, Minas Gerais**. 2006. 261p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

PEREIRA, J.A.A.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; LEMOS FILHO, J.P.  
Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Wageningen, v.16, n. 6, p.1761-1784, 2007.

PHILLIPS, O. L. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 23, n. 3, p. 235-248, Sept. 1996.

PHILLIPS, O.L.et al. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 91, n.7, p. 2805-2809, 1994.

\_\_\_\_\_. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, London, v. 359, n. 1443, p. 381-407, 2004.

PHILLIPS, O.L.; GENTRY, A.H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, New York, v. 263, n. 5, p. 954-958, 1994.

PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D. Forest turnover, diversity and CO<sub>2</sub>. **Trends in Ecology & Evolution**, London, v. 12, n. 10, p. 404-404, Oct. 1997.

PIRES, J.M.; PRANCE, G.T. The Amazon forest: a natural heritage to be preserved. In: PRANCE, G.T.; ELIAS, T.S. (Ed.). **Extinction is forever**. New York: New York Botanical Garden, 1977. p. 158-194.

RANKIN-DE-MERONA, J. M.; HUTCHINGS, 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.

RODRIGUES, L.A.et al. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 1, p. 25-35, jan./fev. 2007.

\_\_\_\_\_. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminárias, MG. **Acta Botanica Brasílica**, São Paulo, v.17, n. 1, p.71-97, 2003.

RONDON-NETO, R.M.et al. Estrutura e composição florística da comunidade arbustivo-arbórea de uma clareira de origem antrópica, em uma floresta estacional semidecidual montana, Lavras, MG, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 79-94, 2000.

SHEIL, D.; BURSLEM, D.F.R.P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 83, n. 2, p.331-333, Apr. 1995.

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

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

SOUZA, J.S.et al. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Semidecídua às margens do Rio Capivari, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 185-206, mar./abr. 2003.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 3, n. 4, p. 359-366, 1987.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, The Hague, v. 75, n. 1/2, p. 81-86, 1988.

UHL, C.; CLARK, K.; MAQUIRINO, P. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, Durham, v. 69, p. 751-763, 1988.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124 p.

VILELA, E.A.et al. Caracterização estrutural de floresta ripária do Alto Rio Grande, em Madre de Deus de Minas, MG. **Cerne**, Lavras, v.6, n. 1, p. 41-54, 2000.

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E.V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 174, n. 2, p. 337-346, Feb. 2004.

WERNECK, M.S.; FRANCESCHINELLI, E.V.; TAMEIRÃO-NETO, E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n.4, p. 401-413, 2000.

WHITMORE, T.C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997. p. 3-12.

WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **The American Naturalist**, Chicago, v. 125, n. 6, p. 879-887, Dec. 1985.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. 5<sup>th</sup>ed. New Jersey: Prentice-Hall, 2010. 944 p.