

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**MANEJO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA
SECUNDÁRIA EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS**

FÁBIO VENTUROLI

ORIENTADORA: JEANINE MARIA FELFILI FAGG

TESE DE DOUTORADO

PUBLICAÇÃO PPGEFL.TD - 011/2008

BRASÍLIA/DF: NOVEMBRO – 2008

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DE CIÊNCIAS FLORESTAIS

**MANEJO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA EM
PIRENÓPOLIS, GOIÁS.**

FÁBIO VENTUROLI

**TESE SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
FLORESTAIS DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE
BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A
OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS FLORESTAIS.**

APROVADA POR:

Prof^a Jeanine Maria Felfili Fagg, PhD (EFL/UnB)
(Orientadora)

Prof. José Roberto Rodrigues Pinto, Doutor (EFL/UnB)
(Examinador Interno)

Prof. Augusto César Franco, PhD (Universidade de Brasília)
(Examinador Externo)

Prof. Christopher William Fagg, Doutor (Universidade de Brasília)
(Examinador Externo)

Prof. Joberto Veloso de Freitas, PhD (Universidade Federal do Amazonas)
(Examinador Externo)

Prof. Álvaro Nogueira de Souza, Doutor (EFL/UnB)
(Examinador Suplente)

BRASÍLIA/DF, 28 DE NOVEMBRO DE 2008.

FICHA CATALOGRÁFICA

VENTUROLI, FÁBIO

Manejo de Floresta Estacional Semidecídua Secundária em Pirenópolis, Goiás.

xvii, 186p., 210 x 297 mm (EFL/FT/UnB, Doutor, Ciências Florestais, 2008).

Tese de Doutorado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais.

1. Sucessão florestal

2. Matas secas

3. Trópicos

4. Savanas

I. EFL/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

VENTUROLI, F. (2008). Manejo de Floresta Estacional Semidecídua Secundária em Pirenópolis, Goiás. Tese de Doutorado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL.TD-011/2008, Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 186p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Fábio Venturoli.

TÍTULO: Manejo de Floresta Estacional Semidecídua Secundária em Pirenópolis, Goiás.

GRAU: Doutor

ANO: 2008

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Fábio Venturoli

Qd. 107 Rua A Lt 1/2, Ap. 202, Águas Claras.

71.919-700 Brasília – DF –Brasil.

AGRADECIMENTOS

A Deus.

Aos meus pais, Silvio e Maria José, meus irmãos e familiares.

À Ludmila Venturoli, minha esposa, pela compreensão e apoio.

À prof. Jeanine Felfili, pela oportunidade, paciência e pela orientação, excelente pessoa e profissional.

Aos profs. Christopher Fagg, Joberto Veloso de Freitas, Augusto Franco, José Roberto Rodrigues Pinto, Álvaro Nogueira de Souza e Manoel Cláudio da Silva Júnior, por terem aceitado compartilhar suas experiências profissionais e acadêmicas e contribuir na melhoria desse trabalho.

Ao Santuário de Vida Silvestre Vagafogo, pelo interesse no conhecimento e na conservação dos ambientes do Cerrado, em especial ao Evandro Ayer, proprietário, que aceitou a realização desse estudo.

Ao DFID/UK, CMBBC, CNPq e FUNPE/UnB, pelo apoio financeiro.

Ao Dr. Francisco Ozanan, Chefe do Departamento de Parques e Jardins da NOVACAP, por atender meu pedido para realizar o curso e pelo apoio.

À equipe do Laboratório de Manejo Florestal/UnB, em especial Vanessa Tunholi, Mac Souto, Lauana, Elaina Oliveira, Ricardo Haidar, Newton Rodrigues e Edson Cardoso, pelo auxílio no campo.

Ao Benedito Alísio Pereira, pela amizade e pelos ensinamentos repassados com muita sabedoria.

Ao Fabrício Carvalho e Tamiel Khan Jacobson, pela convivência, amizade e pelas diversas discussões realizadas durante o curso.

Ao prof. José Carlos Souza-Silva, pelo empréstimo de um dos sensores de medição de luz.

Aos coordenadores do Curso de Pós-Graduação em Ciências Florestais/UnB e à secretária, Alcione Martins, pelo pronto atendimento e aos esclarecimentos.

Aos amigos da SEMARB/DPJ, Marco Aurélio Silva, Osmar Ribeiro, Leonardo Rangel, Michelle Escudero.

Às prof.^{as} Ivone Diniz e Helena Castanheira de Moraes, as primeiras orientadoras na UnB.

Ao prof. Nilton Fiedler, orientador e grande amigo.

À Sílvia Helena Venturoli Perri, pela prontidão no auxílio às análises estatísticas.

Ao Alexandre Santos (*In memoriam*), pela amizade, um grande professor...

RESUMO

MANEJO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS

Autor: Fábio Venturoli

Orientadora: Jeanine Maria Felfili Fagg

Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais

Brasília, novembro de 2008

As florestas estacionais semidecíduas secundárias, que ocorrem naturalmente fragmentadas no bioma cerrado, apresentam potencial para implantação de técnicas de manejo florestal sustentável, por possuírem inúmeras espécies madeireiras que foram e continuam sendo exploradas desordenadamente para abastecer o mercado consumidor. Nesse trabalho analisou-se a dinâmica de uma comunidade florestal semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás, sob influência de um gradiente ambiental de umidade, determinado pela proximidade a um córrego em um extremo e um cerrado em outro, nas partes mais altas do relevo. O delineamento foi em blocos casualizados e as intervenções silviculturais (tratamentos) consistiram em liberação de competição, corte de cipós, plantio de enriquecimento e um controle. Estas foram consideradas de baixo impacto e visaram liberar da competição, árvores com características silviculturais desejáveis, testando a hipótese de que essas intervenções silviculturais vão acelerar o crescimento das árvores, sem favorecer a invasão por espécies oportunistas que possam interferir negativamente na dinâmica da regeneração natural. Após quatro anos da implantação do experimento, em 2007, foi analisada a dinâmica das espécies, em nível de populações e de comunidade. Durante esse período, a regeneração natural foi quantificada e qualificada, em nível de plântulas ($H < 1\text{m}$) e arvoretas ($H > 1\text{m}$ e $\text{CAP} < 9\text{cm}$), nas diferentes estações climáticas (chuvosa e seca), correlacionando-as com o estrato superior de árvores adultas, para verificar o estágio de sucessão atual da floresta, pela similaridade florística. Além disso, foram mensuradas as características ambientais das parcelas, que foram analisadas por meio de Análises de Correspondência Canônica, buscando identificar padrões de desenvolvimento e sucessão na comunidade que poderiam estar relacionados com os fatores ambientais. Os resultados encontrados permitiram concluir que a floresta estacional semidecídua secundária em estudo, respondeu favoravelmente ao sistema de manejo florestal proposto, confirmando a hipótese inicial. Nas populações, as taxas de mortalidade não estiveram relacionadas aos tratamentos silviculturais, nem aos ambientes, sugerindo que ocorreram seguindo a sucessão florestal natural na área. Na comunidade, a taxa de mortalidade média anual ($1\%.\text{ano}^{-1}$) foi considerada baixa em relação a outros trabalhos, nessa mesma fisionomia e em outras formações florestais. Os incrementos diamétricos nas populações variaram de $0,26\text{cm}.\text{ano}^{-1}$ na testemunha a até $0,31\text{cm}.\text{ano}^{-1}$ nos tratamentos, diferindo-os significativamente com a testemunha (Mann-Whitney U, $p < 0,05$). A população de plântulas foi mais dinâmica do que a de arvoretas, variando em função da

estacionalidade climática e dos estágios de sucessão dessas populações. Os gradientes ambientais, de influência ripária ao cerrado influenciaram mais a composição florística em regeneração do que os tratamentos silviculturais, como esperado. A alta similaridade florística entre os estratos inferiores e superiores da floresta, confirmou o estágio avançado de regeneração dessa capoeira e seu potencial de manejo foi evidenciado também pela presença de espécies de alto valor comercial na regeneração natural, como *Hymenaea courbaril*, *Astronium fraxinifolium*, *Virola sebifera*, *Copaifera langsdorffii*, *Apuleia leiocarpa*, *Aspidosperma discolor*, *Vochysia haenkeana*, *V. tucanorum*, *Qualea multiflora*, *Handroanthus inpetiginosus* e *Anadenanthera macrocarpa*. O comportamento das espécies nativas introduzidas no sistema de enriquecimento, *Myracrodruon urundeuva* e *Dipteryx alata*, mostrou que é possível aumentar o valor comercial dessas florestas, para torná-las mais rentáveis economicamente, o que contribui para a conservação desses ecossistemas e na melhoria da qualidade ambiental. A qualificação do regime luz foi essencial para confirmar a hipótese de que o crescimento das espécies esteve relacionado aos tratamentos silviculturais. Foi constatado que as estações climáticas (seca e chuvosa) alteraram significativamente a cobertura do dossel, sendo que na estação seca a porcentagem de sombreamento no sub-bosque foi em média 20% menor do que na estação chuvosa. Entre os tratamentos esta variou de 93% a 94% na chuva a entre 77% a 80% na seca, contra 97% na chuva e 87% na seca, na testemunha. As informações obtidas através desse estudo de manejo florestal, em longo prazo, podem ser úteis para prognosticar o crescimento, em nível de populações, identificando e definindo o potencial das espécies nesse sítio. Concluiu-se que o manejo florestal estudado pode e deve ser difundido, inclusive como forma de viabilizar os projetos de manejo nos vários fragmentos florestais encontrados na região, conservando-os e gerando inúmeros benefícios ambientais e renda extra para a população rural.

Palavras-chave: Sucessão florestal, trópicos, matas secas, savanas.

ABSTRACT

SEMI-DECIDUOUS SECONDARY FOREST MANAGEMENT IN PIRENÓPOLIS, GOIÁS, BRAZIL

Author: Fábio Venturoli

Supervisora: Jeanine Maria Felfili Fagg

Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais

Brasília, novembro de 2008

The seasonal semi-deciduous secondary forests, which occur naturally fragmented in the cerrado biome, should be managed due to the presence of many timber species with commercial value, which were and still are being deliberately explored in order to supply the consumer market. In this study the dynamics of a semideciduous secondary forest community was analyzed in Pirenópolis, Goiás, Brazil. The environment is a sloping secondary forest bordering the riverine vegetation around Grota da Mina stream in one side and a cerrado vegetation on another side of the study-site. In 2003, 16 plots were established that were submitted to four treatments, three involved thinning, cutting vines and enrichment with native species and one control. The design was randomized blocks following a humidity gradient. The treatments were considered of low impact, mainly aiming to increase the growth of trees by reducing competition, testing the hypothesis that these treatments will increase the growth of the trees without allowing exotic grasses invasion that may cause a negative interference on the natural regeneration dynamics. After four years, in 2007, the species population and community dynamics were examined. During this period, the seedlings ($H < 1\text{m}$) and poles ($H > 1\text{m}$ and $\text{CAP} < 9\text{cm}$) natural regeneration was quantified and qualified during the wet and dry seasons, correlating them with the trees ($\text{CAP} > 9\text{cm}$), to check the current stage of the forest succession by the floristic similarity. In addition, the environmental characteristics of plots were measured and analyzed by Analysis of Canonical Correspondence, trying to identify patterns of development and succession in the community that could be related to environment. The results indicated that this seasonal semi-deciduous secondary forest management was successful, confirming the hypothesis. The mortality rates were not related to the treatments or to the environment, suggesting that occurred naturally in the forest succession. In the species community, the annual mortality rate ($1\% \cdot \text{y}^{-1}$) was low compared to other studies in that same physiognomy and in other forest formations. The diameter increase ranged from $0.26\text{cm} \cdot \text{y}^{-1}$ (control) to $0.31\text{cm} \cdot \text{y}^{-1}$ (treatments) and significant differences was found compared to the control (Mann-Whitney U, $p < 0.05$). The seedlings population was more dynamic than the poles depending on the weather seasons. The regeneration was more influenced by the environmental gradients than the treatments, as expected. The high floristic similarity between the seedlings, poles and trees confirmed the advanced stage of regeneration of this secondary forest and its potential for management was also evidenced by the presence of high commercial value species in natural regeneration, such as *Hymenaea courbaril*, *Astronium fraxinifolium*, *Virola sebifera*, *Copaifera langsdorffii*, *Apuleia leiocarpa*, *Aspidosperma discolor*, *Vochysia haenkeana*, *V. tucanorum*, *Qualea multiflora*, *Handroanthus inpetiginosus* and

Anadenanthera macrocarpa. The development of *Myracrodruon urundeuva* and *Dipteryx alata* introduced in the forest (enrichment) confirmed that it is possible to increase the commercial value of these forests making them more economically profitable, which contributes to the conservation of these ecosystems and improving the environmental quality. The degree of light inside the forest were essential to confirm the hypothesis that species growing was related to the treatments. It was found that the weather seasons changed the coverage of the canopy. In the dry season, the shade was 20% lower than in the rainy season. Among the treatments, the shade ranged from 93% to 94% in the rain to 77% to 80% in the dry season, compared to 97% in the rain and 87% in the dry season on the control plots. The information obtained through this forest management study, in long term, may be useful to predict growth, identifying and defining the potential of the species in this site. It was concluded that the studied forest management should be divulged, even as a way to make viable the forest projects management in the forest fragments found in the region, preserving them and generating numerous environmental benefits and extra income for the rural population.

Key-words: Forest succession, tropics, dry forest, savannas

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO.....	1
1.1 – HIPÓTESE	3
1.2 – OBJETIVO GERAL.....	4
1.3 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
2 – REVISÃO DA LITERATURA	6
2.1 – ATIVIDADE FLORESTAL	6
2.2 – FLORESTAS ESTACIONAIS TROPICAIS.....	9
2.2.1 – Florestas estacionais semidecíduas <i>versus</i> florestas estacionais decíduas	12
2.3 – FLORESTAS SECUNDÁRIAS.....	14
2.4 – MANEJO FLORESTAL	17
2.4.1 – Manejo florestal de impacto reduzido	21
2.4.2 – Manejo em florestas estacionais tropicais	25
2.4.3 – Tratamentos silviculturais e crescimento da floresta.....	26
2.4.4 – Mortalidade de árvores	31
2.4.5 – Abertura no dossel e a regeneração natural	33
2.5 – PLANTAS INVASORAS	36
2.6 – REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTAS ESTACIONAIS.....	38
3 – ÁREA DE ESTUDO	42
3.1 – LOCALIZAÇÃO.....	42
3.2 – CLIMA	42
3.3 – VEGETAÇÃO.....	42
3.4 – SOLO.....	43
3.5 – ASPECTOS SÓCIO-ECONÔMICO-AMBIENTAIS.....	44
3.5.1 – Município de Pirenópolis	44
3.5.2 – Fazenda Vagafogo	45
4 – MANEJO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA, EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS	48
4.1 – INTRODUÇÃO.....	48
4.2 – MATERIAL E MÉTODOS.....	50
4.2.1 – Inventário florestal.....	50
4.2.2 – Delineamento experimental	52
4.2.3 – Dinâmica das espécies arbóreas	55
4.3 – RESULTADOS	58
4.3.1 – Mortalidade das árvores desejáveis	59

4.3.2 – Área basal das árvores desejáveis.....	61
4.3.3 – Incrementos diamétricos das árvores desejáveis	62
4.3.4 – Altura das árvores desejáveis	67
4.4 – DISCUSSÃO.....	74
4.4.1 – Mortalidade das árvores desejáveis	74
4.4.2 – Área basal das árvores desejáveis.....	77
4.4.3 – Altura das árvores desejáveis	80
4.5 – CONCLUSÃO.....	83
5 – ESTRUTURA E DINÂMICA DA REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA, SOB MANEJO, EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS.....	86
5.1 – INTRODUÇÃO.....	86
5.2 – MATERIAL E MÉTODOS.....	87
5.3 – RESULTADOS	92
5.3.1 – Dinâmica das populações de plântulas e arvoretas na regeneração natural	92
5.3.2 – Influência dos tratamentos silviculturais e de fatores ambientais na dinâmica da regeneração natural	103
5.4 – DISCUSSÃO	107
5.4.1 – Dinâmica das populações de plântulas e arvoretas na regeneração natural	107
5.4.2 – Influência dos tratamentos silviculturais e de fatores ambientais na dinâmica da regeneração natural	110
5.5 – CONCLUSÃO.....	112
6 – DESENVOLVIMENTO INICIAL DE <i>Dipteryx alata</i> Vogel e <i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão EM SISTEMA DE PLANTIO DE ENRIQUECIMENTO DE UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA, EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS.....	113
6.1 – INTRODUÇÃO.....	113
6.2 – MATERIAL E MÉTODOS.....	115
6.3 – RESULTADOS	117
6.4 – DISCUSSÃO.....	120
6.5 – CONCLUSÃO.....	123
7 – REGIME DE LUZ NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA, SOB MANEJO, EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS.....	124
7.1 – INTRODUÇÃO.....	124
7.2 – MATERIAL E MÉTODOS.....	126
7.3 – RESULTADOS	129
7.4 – DISCUSSÃO.....	134
7.5 – CONCLUSÃO.....	135

8 – CRESCIMENTO DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA SOB MANEJO EM RELAÇÃO A FATORES AMBIENTAIS.....	137
8.1 – INTRODUÇÃO.....	137
8.2 – MATERIAL E MÉTODOS.....	140
8.2.1 – Cobertura do solo	140
8.2.2 – Declividade do terreno.....	141
8.2.3 – Análise de Correspondência Canônica – CCA.....	142
8.3 – RESULTADOS	143
8.3.1 – Cobertura do solo	143
8.3.2 – Declividade do terreno.....	144
8.3.3 – Crescimento das árvores desejáveis em relação a fatores ambientais.....	145
8.4 – DISCUSSÃO.....	148
8.5 – CONCLUSÃO.....	149
9 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	151
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	154
APÊNDICES	178
A – CATEGORIA DE USO PRINCIPAL E SÍNDROME DE DISPERSÃO DAS ESPÉCIES SELECIONADAS COMO DESEJÁVEIS, NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA, SOB MANEJO, EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS.....	179
B – ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTÂNCIA DAS ESPÉCIES QUE TIVERAM INDIVÍDUOS SELECIONADOS COMO DESEJÁVEIS, NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA, SOB MANEJO, EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS.	183

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1. Mediana dos incrementos periódicos anuais (cm.ano ⁻¹) em diâmetro das dez espécies mais comuns na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, em relação aos incrementos medianos (cm.ano ⁻¹) da comunidade florestal (floresta) e em cada tratamento (t1 a t4). Acima e abaixo significam o posicionamento da espécie em relação ao incremento mediano da comunidade florestal. Se maior: acima, se menor: abaixo. Junto aos tratamentos é indicado o incremento mediano (cm.ano ⁻¹) da comunidade, no respectivo tratamento.....	66
Tabela 4.2. Resultado do teste Mann-Whitney U, entre as medianas dos incrementos periódicos anuais em altura (cm.ano ⁻¹), das dez espécies mais comuns na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Asteriscos representam diferenças significativas entre as espécies (p<0,05).	70
Tabela 4.3. Incremento em altura (m.ano ⁻¹) das dez espécies mais comuns na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, em relação à mediana do incremento em altura da comunidade florestal. Se menor: abaixo e se maior: acima.	73
Tabela 4.4. Esquema-resumo mostrando as principais tendências encontradas na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Letras diferentes entre os tratamentos, dentro de cada parâmetro, indicam diferença estatística a 5% de probabilidade. (ANOVA, para mortalidade; Mann-Whitney U, para incrementos medianos).	84
Tabela 5.1. Densidade de plântulas e arvoretas e proporção de arvoretas/plântulas, na capoeira de floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. (s = número de espécies amostradas; n = número de indivíduos amostrados; tx = arvoretas/plântulas).	94
Tabela 5.2. Densidades absoluta [DA (n.ha ⁻¹)] e relativa [DR (%)] das espécies encontradas nas categorias de plântulas e arvoretas, por avaliação, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. (n = número de indivíduos).	96
Tabela 5.3. Índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equabilidade de Pielou (J), nas avaliações da regeneração natural, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Junto aos valores de H'(J) é mostrada a probabilidade da não diferença (p) entre índices de Shannon-Wiener, quando significativa (p<0,05), dada pelo teste t modificado (Zar, 1999).	101
Tabela 6.1. Medianas dos incrementos anuais em altura (cm.ano ⁻¹) e em diâmetro do coleto (mm.ano ⁻¹) de <i>Dipteryx alata</i> e <i>Myracrodruon urundeuva</i> , plantados em sistema de enriquecimento da floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, em relação à mediana da população. Bloco (B, de 1 a 4); se menor: abaixo; se maior: acima.	119
Tabela 6.2. Coeficientes de correlação linear de Pearson (r) entre os incrementos periódicos anuais em diâmetro do coleto e em altura de <i>Dipteryx alata</i> e <i>Myracrodruon urundeuva</i> , em relação aos fatores ambientais mensurados na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Obs. Onde p indica a probabilidade da correlação não ser significativa.	120
Tabela A.1. Categoria de uso principal e síndrome de dispersão das espécies selecionadas como desejáveis, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.	179
Tabela B.1. Índice de Valor de Importância (IVI) das espécies que tiveram indivíduos selecionados como desejáveis, na floresta estacional semidecídua secundária, sob	

manejo, em Pirenópolis, Goiás. DA e DR, densidade absoluta e relativa; FA e FR, frequência absoluta e relativa; DoA e DoR, dominância absoluta e relativa; IVI, Índice de Valor de Importância (DR+FR+DoR) (McCune & Grace, 2002)..... 183

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Localização do Estado de Goiás, no Brasil, e do município de Pirenópolis, no Estado de Goiás, destacando a Divisão Político-Administrativa representada na Carta Topográfica MI 2213, onde encontra-se Pirenópolis. Fonte: DSG, 2002.....	42
Figura 3.2. Floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo. Encosta do morro (a) e sub-bosque (b), na estação chuvosa, na Fazenda Vagafofo, em Pirenópolis, Goiás. Fotos: Fábio Venturoli.....	43
Figura 3.3. Presença de rochas calcárias na superfície do solo, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, na Fazenda Vagafofo, em Pirenópolis, Goiás. Fotos: Fábio Venturoli.....	44
Figura 3.4. Croqui da propriedade rural, com a delimitação da Fazenda Vagafofo e do Santuário de Vida Silvestre – RPPN. Destaque para a floresta estacional semidecídua em estudo próxima ao ponto mais alto da propriedade, onde encontra o cerrado <i>sensu stricto</i> . Em Pirenópolis, Goiás. Adaptado de Funatura (1990).	46
Figura 4.1. Ordenação das 16 parcelas do experimento (P1 a P16) pelo método DCA (<i>Detrended Correspondence Analysis</i>), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Cerrado e rio dividem o gradiente ambiental de influência ripária.....	52
Figura 4.2. Imagem de satélite mostrando a área da floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Em destaque apresenta-se a disposição do delineamento experimental em blocos casualizados (BI a BIV), cobrindo o gradiente ambiental. Recorte de imagem do Google Earth (10/09/2008).	53
Figura 4.3. Disposição dos tratamentos silviculturais (T1 a T4, tratamentos de 1 a 4), nas parcelas do experimento (P1 a P16, parcelas de 1 a 16), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.	54
Figura 4.4. Parte do material lenhoso cortado na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, durante a aplicação dos tratamentos silviculturais. Foto: Fábio Venturoli.	55
Figura 4.5. Presença de rebrotas em tocos de árvores e de cipós, cortados por ocasião da aplicação dos tratamentos silviculturais nas parcelas experimentais, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Fotos: Fábio Venturoli.....	59
Figura 4.6. Taxa de mortalidade média anual das árvores desejáveis na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, após quatro anos e oito meses.	60
Figura 4.7. Distribuição em classes de diâmetro (DAP) do número de indivíduos da comunidade florestal (floresta), do número de indivíduos mortos (mortas) e das taxas de mortalidade médias anuais (m), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.....	61
Figura 4.8. Evolução da área basal na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, em relação aos quatro tratamentos silviculturais, de 1 a 4 (t1 a t4, como indicado na legenda) e épocas de avaliação (2003 e 2007). A área em cada tratamento totalizou 3.000m ²	62
Figura 4.9. Incrementos periódicos anuais (IPA) em diâmetro das árvores desejáveis, em cada tratamento silvicultural, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás (t1 a t4 = tratamentos, de 1 a 4; círculos representam <i>outliers</i>).	64
Figura 4.10. Incrementos diamétricos (cm) das dez espécies desejáveis mais abundantes e, ao mesmo tempo, comuns aos quatro tratamentos silviculturais, na floresta estacional	

semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. São apresentadas também as distribuições de mais duas espécies de interesse comercial nessas florestas na região: <i>Hymenaea courbaril</i> e <i>Handroanthus impetiginosus</i> . (t1 a t4 = tratamentos, de 1 a 4, no eixo x; círculos representam <i>outliers</i>). Letras diferentes indicam medianas diferentes estatisticamente, pelo teste Mann-Whitney U ($p < 0,05$), entre os tratamentos, dentro de espécies. Y no eixo vertical corresponde ao incremento diamétrico em quatro anos e oito meses.....	65
Figura 4.11. Incremento periódico anual (IPA) em diâmetro e número de indivíduos por classe diamétrica, em cada tratamento, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. (t1 a t4 = tratamentos de 1 a 4; floresta = todos os tratamentos; n = número de indivíduos). Notar a escala logarítmica com base 2 para o número de indivíduos (\log_2).....	67
Figura 4.12. Distribuição das alturas das árvores em 2003, no início do experimento, e em 2007, quatro anos e oito meses após as intervenções silviculturais, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Círculos e estrelas representam <i>outliers</i>	68
Figura 4.13. Distribuição da densidade de indivíduos em percentis, pelas classes de altura, em 2003 e 2007, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.	68
Figura 4.14. Distribuição dos incrementos periódicos anuais (IPA) em altura das dez espécies mais comuns na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Apul = <i>Apuleia leiocarpa</i> ; aspi = <i>Aspidosperma subincanum</i> ; astr = <i>Astronium fraxinifolium</i> ; copa = <i>Copaifera langsdorffii</i> , mata = <i>Matayba guianensis</i> , myra = <i>Myracrodruon urundeuva</i> ; myrc_r = <i>Myrcia rostrata</i> ; myrc_s = <i>Myrcia sellowiana</i> , plat = <i>Platipodium elegans</i> , prot = <i>Protium heptaphyllum</i> . Círculos e asteriscos representam <i>outliers</i>	69
Figura 4.15. Distribuição dos incrementos periódicos anuais (IPA) em altura de <i>Myracrodruon urundeuva</i> (myra), <i>Matayba guianensis</i> (mata) e <i>Apuleia leiocarpa</i> (apul) em função dos tratamentos silviculturais (t1 a t4, tratamentos de 1 a 4), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Letras diferentes entre tratamentos, por espécie, indicam diferenças significativas nas medianas pelo teste Mann-Whitney U ($p < 0,05$). Círculos e asteriscos representam <i>outliers</i> . Os tratamentos 3 e 4 em <i>A. leiocarpa</i> não puderam ser testados porque não havia número de repetições suficientes, conforme exigência do teste Mann-Whitney U ($n > 7$).	71
Figura 4.16. Distribuição dos incrementos periódicos anuais em altura de <i>Myracrodruon urundeuva</i> e <i>Apuleia leiocarpa</i> , em intervalos de classe de altura, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. As barras indicam o desvio-padrão. Os intervalos de classe são fechados à esquerda.	72
Figura 4.17. Distribuição dos incrementos periódicos anuais (IPA) em altura de <i>Aspidosperma subincanum</i> (aspi); <i>Apuleia leiocarpa</i> (apul); <i>Astronium fraxinifolium</i> (astr); <i>Copaifera langsdorffii</i> (copa); <i>Myrcia rostrata</i> (myrc_r); <i>Myrcia sellowiana</i> (myrc_s); <i>Platypodium elegans</i> (plat) e <i>Protium heptaphyllum</i> (prot), em função dos tratamentos silviculturais (t1 a t4, tratamentos de 1 a 4), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Círculos e asteriscos representam <i>outliers</i>	73
Figura 4.18. Distribuição dos incrementos em altura, em classes de diâmetro (DAP) das árvores desejáveis, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.	74

Figura 5.1. Localização das subparcelas de avaliação da regeneração natural dentro das parcelas experimentais de 25 x 30m, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.	88
Figura 5.2. Diagrama climático elaborado segundo Walter (1986), com as médias mensais registradas na estação climatológica do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, em Pirenópolis (Goiás), entre os anos de 2003 e 2008.	89
Figura 5.3. Precipitação mensal total entre 2003 e 2008, medida na estação meteorológica de Pirenópolis (Goiás).	90
Figura 5.4. Densidade absoluta de indivíduos (N.ha ⁻¹) nas populações de plântulas e arvoretas, em relação à pluviosidade total no mês de avaliação, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.	93
Figura 5.5. Dendrograma de similaridade florística, pela técnica de UPGMA, gerado pelo índice de Sorensen, entre plântulas (2), arvoretas (5) e árvores (CAP>9cm), por época de avaliação da regeneração natural, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.	100
Figura 5.6. Distribuição das alturas das plântulas e arvoretas presentes na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.	102
Figura 5.7. Distribuição das alturas das plântulas (a) e arvoretas (b), por época de avaliação, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. A indicação dos meses foi abreviada.	102
Figura 5.8. Diagrama de ordenação gerado pela Análise Correspondência Canônica, realizada com as plântulas (espécies com mais de 9 indivíduos), entre as parcelas experimentais, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. As parcelas foram identificadas por seus números (1 a 16). Os nomes das espécies foram indicados pelas iniciais de cada nome do binômio e a correta identificação pode ser encontrada na Tabela 5.3. As variáveis ambientais foram cobertura (porcentagem de cobertura do solo), sombra_c (porcentagem de sombreamento na estação chuvosa) e declividade (declividade do terreno, em porcentagem). Notar a ausência da parcela 5 por não apresentar nenhuma espécie com mais de nove indivíduos ao longo das avaliações.	104
Figura 5.9. Diagrama de ordenação gerado pela Análise Correspondência Canônica, realizada com as arvoretas (espécies com mais de 9 indivíduos), entre as parcelas experimentais, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. As parcelas foram identificadas por seus números (1 a 16). Os nomes das espécies foram indicados pelas iniciais de cada nome do binômio e a correta identificação pode ser encontrada na Tabela 5.3. As variáveis ambientais foram cobertura (porcentagem de cobertura do solo por gramíneas), sombra_c (porcentagem de sombreamento na estação chuvosa) e declividade (declividade do terreno, em porcentagem).	105
Figura 6.1. Incrementos periódicos anuais (IPA) em diâmetro do coleto (a) e em altura (b) de <i>Myracrodruon urundeuva</i> (M) e <i>Dipteryx alata</i> (D), plantados em sistema de enriquecimento, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.	119
Figura 7.1. Avaliação da densidade de fluxo de fótons – DFF, ao nível do solo (a) e a 1,30m de altura (b), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, e a pleno sol (c), na estação chuvosa. Fotos: Fábio Venturoli.	127
Figura 7.2. Densidades de fluxo de fótons (DFF) na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, nos quatro tratamentos silviculturais (t1 a t4) e a pleno sol, em cada estação climática (seca e chuva) (eixo X). As medições	

aconteceram na estação chuvosa entre os dias 07 e 10 de junho de 2006 e na estação seca entre 29 de agosto e 01 de setembro de 2007.....	130
Figura 7.3. Curvas diárias da densidade de fluxo de fótons ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), por tratamento, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Os tratamentos são indicados nas figuras. As medições aconteceram na estação chuvosa entre os dias 07 e 10 de junho de 2006 e na estação seca entre 29 de agosto e 01 de setembro de 2007.....	132
Figura 8.1 – Representação gráfica auxiliar para o cálculo da declividade do terreno, nas parcelas experimentais, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, utilizando o Hipsômetro Haga. Fonte: Espartel & Lüderitz (1968).	142
Figura 8.2. Percentuais de declividade do terreno nas parcelas experimentais (P1 a P16), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.	145
Figura 8.3. Diagrama de ordenação gerado pela Análise de Correspondência Canônica (CCA), apresentando a distribuição das espécies em função dos incrementos periódicos anuais em diâmetro, em relação às parcelas do experimento (1 a 16) e aos fatores ambientais: declividade do terreno (declividade) e porcentagem de sombreamento na estação chuvosa (somb.), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis Goiás.	146
Figura 8.4. Diagrama de ordenação gerado pela Análise de Correspondência Canônica (CCA), apresentando a distribuição das espécies em função dos incrementos periódicos anuais em altura, em relação às parcelas do experimento (1 a 16) e aos fatores ambientais: declividade do terreno (declividade) e porcentagem de sombreamento na estação chuvosa (somb.), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis Goiás.	147

1 – INTRODUÇÃO

No Cerrado, o funcionamento dos ecossistemas recebe influência da estacionalidade climática, de queimadas e da escassez de nutrientes essenciais, dentre outros fatores, sendo que diferentes formas fisionômicas da vegetação são consequência direta de gradientes edáficos associados com variações geomorfológicas, como profundidade efetiva, presença de concreções no perfil, altura do lençol freático, drenagem e fertilidade (Eiten, 1972; Haridasan, 2000, 2001). Em decorrência disso, grande parte dos ecossistemas pode desenvolver aparência escleromórfica, permitindo assim, associá-lo exclusivamente a ambientes savânicos (UNESCO, 2000). No entanto, as formações florestais são expressivas, mesmo cobrindo menor extensão (Felfili, 2003), como é o caso das florestas de galeria, associadas aos cursos d'água e das florestas decíduas e semidecíduas que ocorrem sobre afloramentos de rochas calcárias ou derramamentos basálticos de alta fertilidade (Felfili, 2001a).

As florestas decíduas e semidecíduas são caracterizadas, principalmente, pela ocorrência de espécies arbóreas que perdem as folhas durante uma parte da estação seca do ano, em consequência do estresse hídrico do solo nesse período (Murphy & Lugo, 1986). Na zona tropical ocorrem onde a temperatura média anual situa-se acima de 17°C, com a pluviosidade variando de 200 a 2500mm anuais, o que permite que a evapotranspiração seja maior do que a precipitação em parte significativa do ano (Murphy & Lugo, 1986).

Essas florestas compreendem hoje um ecossistema terrestre tropical altamente ameaçado de extinção, pois seus solos férteis, com altos teores de cálcio e magnésio, são os preferidos para as práticas de agricultura e pecuária, e para a mineração por fábricas de cimento e calcário (Scariot & Sevilha, 2005).

Outros fatores também põem em risco essas florestas estacionais, como as queimadas anuais, a invasão de animais como o gado, a entrada de espécies invasoras, o corte raso para a produção de carvão vegetal, a exploração seletiva de madeiras nobres como aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Allemão), cedro (*Cedrela fissilis* Vell.), ipês (*Handroanthus* spp.) e perobas (*Aspidosperma* spp.), a extração de cascas, frutos, sementes e raízes. Além disso, estão rodeadas por extensas áreas com monoculturas exóticas como soja e algodão, que são pesadamente tratadas com produtos químicos (fertilizantes e agrotóxicos) (Felfili, 2003). Existem ainda riscos associados às mudanças climáticas e à poluição humana, sendo poucas áreas destinadas à conservação e à proteção dessas florestas, conforme estimativa de Miles *et al.* (2006).

Nas florestas onde houve interferência humana, principalmente a exploração seletiva de madeiras, com o subsequente abandono da área, ocorre a formação da capoeira (Cunha, 1999). As capoeiras são formações florestais em estágio de sucessão secundária, que comumente apresentam alta densidade de árvores baixas e finas; possuem alto índice de área foliar, devido à alta produtividade primária líquida; têm menor riqueza de espécies e ausência de espécies de alto valor comercial, em consequência da exploração seletiva e são ricas em lianas e em espécies exóticas invasoras (Lamprecht, 1990; Brown & Lugo, 1990). Em geral, nas capoeiras, as espécies de valor comercial não apresentam indivíduos maduros, de grande porte (Brown & Lugo, 1990). Essas florestas são, também, dependentes da dispersão de sementes provenientes de áreas adjacentes para sua regeneração e recuperação, devido à provável extinção de um grande número de espécies importantes no local (Brown & Lugo, 1990).

Na recuperação das funções ecológicas dessas florestas secundárias, deve-se considerar que nem todos os sítios apresentam boa capacidade de regeneração natural, devido à influência de fatores como histórico de uso da área, fertilidade do solo, disponibilidade de água e tempo de pousio (Oliveira & Silva, 2001).

Para o aproveitamento racional e a sobrevivência dessas florestas é necessária a aplicação de técnicas silviculturais baseadas na ecologia de cada formação florestal, considerando as espécies individualmente, pois possuem requerimentos ecológicos distintos e respondem diferentemente às intervenções silviculturais e a distúrbios (Hosokawa *et al.*, 1998; Freitas, 2004). Essas técnicas compõem o manejo florestal e uma prática que tem sido muito utilizada na exploração madeireira em florestas tropicais pluviais, com o objetivo de reduzir os impactos na floresta remanescente e no solo e aumentar o rendimento de madeira, é a aplicação do manejo florestal de impacto reduzido (Reduced Impact Logging – RIL). Essa prática consiste na implementação de uma série de medidas pré e pós-exploração, destinadas a proteger a regeneração natural, minimizar danos ao solo e proteger os processos nos ecossistemas, como hidrologia, fertilidade do solo e seqüestro de carbono (Putz *et al.* 2000; Putz *et al.* 2008).

Alguns autores afirmam que o emprego dessas práticas constitui um passo importante para alcançar os objetivos do manejo florestal sustentável, mas por si só não são suficientes, pois dependeria ainda do método silvicultural adotado, da intensidade de exploração, dos ciclos de corte estipulados e da produtividade da floresta (Putz *et al.* 2000; Holmes *et al.* 2002; Sist *et al.* 2003). No Brasil os estudos e aplicações do manejo florestal de impacto reduzido, assim como outras experiências de manejo, estão concentrados na

região amazônica, sendo poucas as aplicações em florestas estacionais tropicais. Diante disso, verifica-se a necessidade de serem incentivados, pois essas florestas estacionais contribuíram (e ainda tem forte potencial para continuarem contribuindo) para o fortalecimento do mercado madeireiro, em nível local, regional e nacional, pois contém espécies que fornecem madeiras de alta qualidade na construção civil, para a fabricação de móveis, produção de carvão e no uso como lenha.

A idéia de realizar uma investigação sobre aplicação de técnicas de manejo de impacto reduzido em uma floresta estacional semidecídua no Brasil Central surgiu com a constatação de que muitas pequenas propriedades nessa região contêm remanescentes dessas florestas (Nóbrega & Encinas, 2006), em adiantado estágio de regeneração que podem ser manejadas.

O município de Pirenópolis, no estado de Goiás, apresenta condições propícias para difusão de técnicas de manejo florestal, pelo fato de possuir muitas propriedades rurais produtivas, com remanescentes florestais, e por ser uma região onde o turismo ecológico e cultural são intensivamente praticados (Prefeitura Municipal de Pirenópolis, 2007). O remanescente florestal escolhido para o estudo está situado na Fazenda Vagafogo, lindeira com o Santuário de Vida Silvestre – Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) de mesmo nome, e está a poucos quilômetros da sede do município. Por estas razões, pode ser considerado um módulo demonstrativo para difundir o potencial das práticas de manejo dessas florestas no Brasil Central.

Neste estudo, as intervenções silviculturais adotadas como práticas de manejo da floresta foram baseadas na presunção clássica de que as taxas de crescimento das árvores estão diretamente relacionadas à exposição da copa à luz solar e inversamente relacionadas à densidade de indivíduos no interior da floresta (Wadsworth & Zweede, 2006; Rockwell *et al.*, 2007). As operações de extração pautaram-se pelos princípios do manejo de impacto reduzido, que preconiza cuidados especiais com o solo e a vegetação remanescente, durante a aplicação dos tratamentos silviculturais (Dykstra, 2002; Freitas, 2004). No presente estudo, isto foi conseguido retirando-se manualmente e cuidadosamente de dentro da floresta as toras e os galhos cortados durante a exploração.

1.1 – HIPÓTESE

Intervenções pontuais que favoreçam árvores desejáveis em floresta semidecídua secundária no Brasil Central vão acelerar o crescimento das mesmas, sem favorecer a

invasão por espécies oportunistas que possam interferir negativamente na dinâmica da regeneração natural.

1.2 – OBJETIVO GERAL

Conhecer o comportamento de uma floresta estacional semidecídua secundária, submetida intervenções silviculturais, em Pirenópolis (Goiás), usando técnicas de manejo florestal de impacto reduzido, com a liberação de árvores desejáveis pela remoção da competição e com plantio de enriquecimento, visando ampliar a oferta de madeira e gerar renda às famílias rurais locais e assim contribuir para minimizar a pressão de exploração sobre as florestas estacionais remanescentes.

1.3 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a sobrevivência e as taxas de crescimento de árvores desejáveis em uma floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo florestal de impacto reduzido.
- Analisar a eficiência de tratamentos de liberação de árvores desejáveis pelo corte de cipós e de espécies competidoras, em duas intensidades de desbaste, no desenvolvimento da comunidade florestal.
- Avaliar a regeneração natural em diferentes épocas do ano, correlacionando-a com as estações climáticas, com a Densidade de Fluxo de Fótons incidente no interior da capoeira e com os tratamentos silviculturais.
- Estudar a dinâmica da regeneração natural em nível de populações de plântulas e de arvoretas e correlacioná-las com o estrato de árvores adultas, verificando o estágio de sucessão atual da floresta, pela similaridade florística.
- Analisar o comportamento de espécies nativas de valor comercial introduzidas no ambiente natural em sistema de plantio de enriquecimento: *Dipteryx alata* Vogel e *Myracrodruon urundeuva* Allemão.
- Avaliar a eficácia das intervenções silviculturais quanto ao impedimento à entrada de espécies exóticas invasoras.
- Analisar o crescimento da floresta estacional secundária sob manejo florestal em relação aos fatores ambientais, identificando padrões de desenvolvimento e sucessão que possam estar relacionados com fatores ambientais.

Os objetivos propostos foram abordados em diferentes capítulos nesta tese, de modo a melhor focar cada assunto separadamente e ao final correlacioná-los, discutindo-os conjuntamente. No capítulo 1 foi apresentada uma introdução ao trabalho. O capítulo 2 trata da revisão da literatura sobre florestas tropicais, incluindo as florestas estacionais decíduas e semidecíduas e as florestas secundárias. No capítulo 3 é apresentada a área de estudo, sua localização, clima, solo, vegetação e os aspectos sócio-econômico-ambientais regionais. O capítulo 4 aborda o manejo florestal em estudo. O capítulo 5 trata da dinâmica da regeneração natural. O capítulo 6 aborda o sistema de enriquecimento com o plantio de duas espécies nativas de interesse comercial e ecológico na região. No capítulo 7 é abordado o regime de luz (Densidade de Fluxo de Fótons) incidente no sub-bosque da floresta. No capítulo 8, o crescimento e o desenvolvimento da floresta são relacionados a fatores ambientais, como declividade do terreno, cobertura do solo e Densidade de Fluxo de Fótons. Finalizando, no capítulo 9, são apresentadas as conclusões e as recomendações.

2 – REVISÃO DA LITERATURA

2.1 – ATIVIDADE FLORESTAL

A importância das florestas como fonte de madeiras é relatada por Perlin (1992) como causa e objetivo de várias guerras e revoluções e como responsável pela ascensão e declínio de muitas civilizações ao longo da história.

Em 1917, em documento dirigido ao Ministro da Agricultura do Governo Brasileiro, a Sociedade Nacional de Agricultura já alertava que o corte de madeiras e a conservação das florestas não exprimem idéias opostas e são duas atividades perfeitamente conciliáveis. Segundo a visão expressa nesse documento, conservar o patrimônio florestal não implica em guardá-lo indefinidamente intacto e intangível, sendo que a tutela silvícola exercida pelo poder público pode harmonizar perfeitamente o corte contínuo das matas com a conservação e o melhoramento destas (Vieira Souto *et al.*, 1919).

Recentemente, Dawkins & Philip (1998) analisaram os diversos métodos silviculturais aplicados em florestas tropicais no mundo e verificaram que uma das primeiras providências foi a inclusão de um diâmetro mínimo de corte para as árvores de interesse comercial. Já no século XIX, havia o reconhecimento da importância da proteção das florestas para a preservação do ciclo hidrológico global e que o interesse industrial não controlaria sua derrubada, além disso, reconhecia-se a preservação como necessária e que geraria muitos conflitos. Os autores destacaram também o papel crucial da pesquisa em fornecer informações para guiar o manejo florestal, prevendo que as técnicas baseadas em diâmetro mínimo de corte não eram sustentáveis, pois não consideravam o crescimento da regeneração.

Após o final da segunda guerra mundial, a colheita mecanizada tornou-se mais popular, mudaram-se os padrões de comércio, o volume de madeira explorada, assim como os objetivos e os critérios dos diferentes métodos de manejo. Nessa época, as principais dificuldades no sucesso dos métodos silviculturais eram com relação à regeneração natural e com a falta de informações sobre o crescimento das árvores (Dawkins & Philip, 1998).

No entanto, a partir dos estudos em ecologia, ecossistemas, dinâmica de clareiras, intensidades de exploração, modelagem de crescimento, plantios de enriquecimento, produtos florestais não madeireiros e conservação ambiental, desenvolvidos especialmente a partir da década de 1950, o manejo florestal sustentável começou a se mostrar viável e a ser praticado de forma mais ampla.

No ano 2000 o levantamento decenal da Organização das Nações Unidas para a Agricultura e a Alimentação - FAO - atribuía ao Brasil 544 milhões de hectares de florestas nativas e cinco milhões de hectares de florestas plantadas, as quais somadas davam ao país 64,5% de cobertura florestal. O restante do território brasileiro encontrava-se convertido em lavouras, pastagens, áreas urbanas e obras de infra-estrutura. Naquela época a superfície de florestas do Brasil era equivalente a 14,5% da superfície florestal mundial (GeoBrasil, 2002).

No estado de Goiás, segundo GeoGoiás (2002), as áreas com cobertura vegetal natural, em diferentes estágios de conservação, representavam no ano 2000 cerca de 25% da cobertura natural do estado e as áreas agrícolas e de pecuária intensiva representavam quase 74%. Dos 25% com cobertura vegetal natural, as formações florestais naturais (florestas estacionais, florestas arbustivo-arbóreas e florestas de galeria) representavam 10,71% da superfície, concentradas principalmente em áreas de relevo ondulado no norte do Estado e ao longo dos eixos hidrográficos. As vegetações de caráter aberto como os cerrados e campos, representavam 14,71% da área do estado, incluindo nesse total as áreas protegidas existentes. Na região do Ecomuseu do Cerrado, que abrange os municípios de Pirenópolis, Corumbá de Goiás, Cocalzinho, Abadiânia, Alexânia, Santo Antônio do Descoberto e Águas Lindas do Goiás (Nóbrega & Encinas, 2006), as matas compreendem cerca de 1.558km², 19% da região, com fragmentos variando de 0,5 hectares a até mais de 2.000 hectares. No município de Pirenópolis as florestas estendem-se por aproximadamente 569 Km², 26% da área total do município, que conta ainda com 438 km² (20%) de cerrado e 1.180 km² (54%) de áreas antropizadas (Nóbrega & Encinas, 2006).

A contribuição econômica do setor florestal brasileiro, em 2003, foi de US\$53bilhões, representando 6,9% do Produto Interno Bruto - PIB - e 2,4% do mercado mundial de produtos florestais (FAO, 2005a). A região amazônica forneceu aproximadamente 85% da produção anual brasileira oriunda de florestas naturais, cerca de 30 milhões de m³ de madeira, quase tudo para atender ao mercado doméstico, fazendo do Brasil o maior mercado consumidor de madeiras tropicais do mundo (FAO, 2005a).

Alguns países também se destacam no setor florestal mundial, pela área coberta por florestas ou pela capacidade de otimizar sua produção. Segundo a FAO (2005a), na Finlândia, país que possui aproximadamente 0,5% das florestas do mundo, 22 milhões de hectares, que representam 72% do seu território, o setor florestal contribui com 8% do PIB e exportou em 1999, US\$ 12 bilhões, 30% das exportações do país, colocando a Finlândia como um grande produtor e exportador mundial de madeira serrada, painéis e produtos de

papel, mesmo possuindo uma pequena área florestal e baixa riqueza de espécies. Na Bolívia a superfície de florestas tropicais é de aproximadamente metade do seu território, 53,1 milhões de hectares. O país ocupa o primeiro lugar no mundo em termos de florestas tropicais naturais certificadas, de acordo com os princípios e critérios do Forest Stewardship Council (FSC), estimadas em 2005, em 2,2 milhões de hectares (ITTO, 2006), sendo que o setor florestal contribui com cerca de 3% do PIB nacional, produzindo anualmente 1,1 milhões de metros cúbicos de madeira serrada destinadas principalmente à exportação. A Indonésia possui quase 60% de seu território coberto por florestas, 105 milhões de hectares, que representam 3% das florestas tropicais do mundo, o país é líder em exportação de painéis, particularmente compensados, e as exportações de produtos florestais em 1999 alcançaram US\$ 4,8 bilhões. Na Malásia as florestas cobrem cerca de 20 milhões de hectares, 59,5% da área territorial, aproximadamente 11 milhões de hectares são florestas de produção, contribuindo com 3,1% do PIB do país, exportando, em 1999, US\$ 3,9 bilhões. Os Estados Unidos possuem aproximadamente 6% das florestas do mundo, são o quarto maior país em área florestal, cerca de 226 milhões de hectares (30% do seu território), sendo ultrapassado somente pela Rússia, Brasil e Canadá, são os maiores produtores e consumidores de produtos florestais do mundo, cerca de 15% do mercado mundial de produtos florestais, e mesmo o setor florestal deste país sendo pequeno se comparado ao restante da economia americana, em escala global é significativo, cerca de US\$ 280 bilhões em 2000, com uma produção estimada em 497,6 milhões de metros cúbicos de madeira (FAO, 2005a).

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE - classifica como silvicultura a atividade que se ocupa do estabelecimento, desenvolvimento e da reprodução de florestas visando múltiplas aplicações, tais como a produção de madeira, o carvoejamento, a produção de resinas e a proteção ambiental (IBGE, 2004a). Como extrativismo vegetal, considera o processo de exploração dos recursos vegetais nativos, compreendendo a coleta de produtos como madeiras, látex, sementes, fibras, frutos e raízes, entre outros, de forma racional ou de modo primitivo e itinerante, possibilitando geralmente apenas uma única produção.

Conforme apurado na pesquisa Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura de 2004, a produção primária florestal do País somou cerca de 8,5 bilhões de reais, dos quais, 62% provieram da silvicultura e 38% do extrativismo vegetal (IBGE, 2004a). Em 2005, o faturamento do setor florestal atingiu R\$ 10,3 bilhões, 66,4% originavam-se do cultivo de florestas, enquanto 33,6% foram originados da extração da vegetação nativa. Esse

crescimento em relação a 2004 ocorreu devido aos investimentos em florestas plantadas, principalmente dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* por empresas do setor de papel e celulose (IBGE, 2004a; IBGE, 2005). Em 2005 os produtos madeireiros representaram 85,3% do valor da produção extrativa vegetal e os não-madeireiros 14,7%. Quanto à madeira em tora do segmento extrativista vegetal, a produção nacional em 2005 foi de 17.372.428m³, com valores da ordem de 1,64 bilhões de reais, sendo o estado do Pará responsável por 57,2% dessa produção (IBGE, 2005).

O estado de Goiás, no ano de 2005 se destacou, na extração vegetal, na produção de amêndoa de pequi, produzindo 377t (R\$ 151.000), carvão vegetal: 320.636t (R\$ 124,2 milhões), lenha: 786.709m³ (R\$ 15,1 milhões) e na produção de madeira em tora: 29.655m³ (R\$ 4,6 milhões). Na silvicultura, provenientes de florestas plantadas, os destaques foram para a produção de carvão vegetal: 15.941t (R\$ 5,25 milhões) e de lenha: 901.723m³ (R\$ 28,2 milhões), e para o grande aumento na produção de madeira em tora de 2004 para 2005. Que excluindo a produção para papel e celulose, subiu de 21.500m³ (R\$ 650 mil) em 2004 para 182.700m³ (R\$ 5,58 milhões) em 2005 (IBGE, 2004a; IBGE 2005).

Em Pirenópolis, o PIB do município no ano de 2002 foi de 93,4 milhões de reais, sendo R\$ 30,9 milhões provenientes de atividades agropecuárias, R\$ 28,2 milhões do setor industrial e R\$ 33,8 milhões do setor de serviços (IBGE, 2002).

2.2 – FLORESTAS ESTACIONAIS TROPICAIS

Em 1898, o fitogeógrafo A.F.W. Schimper descreveu as florestas estacionais tropicais como formações que na estação seca do ano apresentam acentuado grau de deciduidade foliar, possuem riqueza de espécies e estatura mais baixas do que as das florestas pluviais tropicais, e podem ser ricas em lianas e herbáceas, mas geralmente são pobres em epífitas (Richards, 1996).

A maior proporção dessas florestas no mundo era encontrada na África, onde correspondiam a cerca de 70-80% da cobertura florestal. Na América do Sul representavam 22% e na América Central a quase 50% da cobertura florestal (Murphy & Lugo, 1986).

Miles *et al.* (2006) a partir do trabalho de Olson *et al.* (2001) identificaram por meio de mapas elaborados pelo método *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) as áreas de distribuição atual dessas florestas estacionais pelo mundo e encontraram que as duas áreas mais contíguas estão localizadas na América do Sul, uma no nordeste do Brasil e outra no sudeste da Bolívia, Paraguai e nordeste da Argentina. Outras

notáveis concentrações ocorrem na península de Yucatan no México, no nordeste da Venezuela e da Colômbia e na Indochina Central (Tailândia, Vietnã, Laos e Camboja). Concentrações difusas ocorrem ainda ao longo da costa do Pacífico no México, no leste da Índia e do Sri Lanka, no leste da cadeia de ilhas em Java e no nordeste da Austrália. Na África, estão distribuídas a oeste da Etiópia, sudeste do Sudão e da República da África Central, em Zâmbia, Zimbábue e Moçambique e a oeste de Madagascar.

Considerando a distribuição relativa dessas florestas nas regiões, mais da metade dos remanescentes estão presentes na América do Sul (54,2%), 13,1% na África, 12,5% nas Américas Central e do Norte, 16,4% na Eurásia e 3,8% na Austrália e no sudeste da Ásia, somando um total de 1.048.700 km² de florestas estacionais pelo mundo.

Miles *et al.* (2006) e Pennington *et al.* (2006) não identificaram a presença dessas florestas pelo Brasil Central, onde, de acordo com Felfili (2003), baseando-se no mapa de vegetação brasileira, existem fragmentos naturais dessas florestas inseridas no bioma cerrado, associadas a afloramentos de rochas calcárias e a solos férteis derivados de rochas eruptivas como basalto.

Essas florestas, no bioma cerrado, funcionam como um “corredor estacional” que liga as florestas estacionais do nordeste brasileiro, a caatinga arbórea, às florestas estacionais do leste de Minas Gerais e de São Paulo, às manchas encontradas no pantanal, às florestas Pré-Amazônicas e ao Chaco boliviano (Felfili, 2003).

Prado (2000) e Felfili (2003) estiveram mais próximos à caracterização oficial do IBGE (IBGE, 2004b) sobre a distribuição dessas matas, mas deve-se ressaltar que essas considerações não desvalorizam a caracterização de Pennington *et al.* (2006) e de Miles *et al.* (2006) que trabalharam em escala mundial, onde as manchas dessas florestas estacionais do Brasil Central e de outros países não aparecem.

Prado (2000) identificou ainda algumas espécies-chave indicadoras dessas formações florestais na América do Sul, principalmente *Anadenanthera colubrina* var. *colubrina*, sinônimo de *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan e *Anadenanthera colubrina* var. *cebil*, entre outras 30 espécies, as quais mostram sua expansão geográfica e concentração em três unidades claramente definidas e conectadas entre si, uma na caatinga, no nordeste do Brasil; outra na bacia do rio Paraná-Paraguai, no nordeste da Argentina, leste do Paraguai e sudoeste do Mato Grosso do Sul; e a terceira, nas florestas sub-andinas do sudoeste da Bolívia e noroeste da Argentina.

Segundo Mills *et al.* (1993) o termo espécies-chave foi primeiramente utilizado por Paine em 1969, no sentido de identificar espécies as quais a presença é crucial para manter

a organização e a diversidade da comunidade ecológica, sendo espécies excepcionais em importância ao resto da comunidade e sua presença, atividade e persistência, garantem o equilíbrio da comunidade ao longo do tempo.

A influência do clima é refletida nos padrões sazonais das chuvas, variando de dois ou três meses de umidade anual adequada a oito ou mais meses, sendo, suficiente para alterar significativamente a composição florística e a estrutura dessas florestas. O que permite que sejam classificadas de secas a até muito úmidas, possibilitando a existência de diversas designações na literatura, que dificultam e confundem a classificação e a comparação entre as áreas (Murphy & Lugo, 1986), as quais incluem floresta estacional tropical e subtropical, floresta mesófila ou mesotrófica, floresta semidecídua ou decídua, bosque caducifólio e bosque espinhoso (Pennington *et al.*, 2000).

Apesar das influências climáticas, fatores edáficos podem sobrepor ou modificar a influência do clima local, como ocorre, por exemplo, com as florestas de galeria atravessando áreas de cerrado e com florestas estacionais seguindo o curso de rios e córregos, sob as mesmas condições climáticas (Richards, 1996).

Em condições naturais, não perturbadas, os fatores determinantes de cada fisionomia estão relacionados principalmente à fertilidade dos solos, considerada alta sob as florestas estacionais (Lugo *et al.*, 2006), com pH de moderadamente ácido a alcalino e com baixos teores de alumínio (Pennington *et al.*, 2006). A influência da estrutura física do solo na capacidade de retenção de água também determina o mosaico de fisionomias de cerrado e florestas estacionais (Durigan, 2006).

A diferença entre as florestas estacionais e o cerrado pode ser facilmente observada pelo maior porte das árvores nas florestas, com troncos mais retilíneos e de maior diâmetro, com cortiças delgadas e folhas pouco ou nada esclerificadas (Eiten, 1972). Ocorrem ainda sobre solos com maiores teores de argila, possuem estrato herbáceo umbrófilo, fogo natural ausente, pontual ou apenas de serrapilheira, nas bordas da mata em contato com cerrados queimados (Durigan, 2006).

A complexidade estrutural entre as florestas estacionais é baixa comparada às florestas úmidas, possuem cerca de 50% da altura do dossel e de 30 a 75% da área basal, apresentam baixa estratificação, metade do índice de área foliar e alta produção de serrapilheira no auge da estação seca, em função da baixa umidade e devido à alta queda de folhas e à baixa taxa de decomposição da serrapilheira (Pennington *et al.*, 2000).

A produtividade primária líquida nas florestas estacionais é menor do que em florestas tropicais pluviais, em consequência do período favorável ao crescimento ser mais

curto, ocorrendo principalmente na estação chuvosa (Murphy & Lugo, 1986; Pennington *et al.*, 2000).

Embora o crescimento das florestas estacionais na estação chuvosa seja similar ao das florestas úmidas, as florestas estacionais podem se recuperar de distúrbios mais rapidamente devido à estrutura madura ser relativamente mais simples, podendo ser consideradas mais resilientes (Ewel, 1980; Murphy & Lugo, 1986; Pennington *et al.*, 2006).

Porém, existe variação entre e dentro de espécies, em relação aos eventos fenológicos, como crescimento de troncos, perda de folhas, iniciação foliar, florescimento e frutificação (Murphy & Lugo, 1986). Os principais fatores responsáveis pelas diferenças são estresse hídrico, comprimento do dia, idade da planta e correlações internas de crescimento (Murphy & Lugo, 1986; Singh & Singh, 1992). Um bom exemplo do comportamento fenológico dessas florestas são as observações de Singh & Singh (1992) que verificaram atividades fenológicas intensas no período seco. A queda das folhas iniciou-se logo após o término das chuvas e o brotamento das folhas iniciou-se com o aumento da temperatura, no início da estação chuvosa. Esses resultados fazem parte da estratégia das plantas para aproveitarem ao máximo a curta estação chuvosa, favorável ao crescimento, aumentando a produção primária nesse período. A temperatura é relacionada ao mecanismo de manutenção da turgidez da parte aérea das plantas e as principais atividades fenológicas nessas florestas acontecem no período entre o inverno e o verão, visando maximizar o período de disponibilidade de recursos para os polinizadores, dispersores e predadores em troca da transferência de pólen e da dispersão das sementes (Singh & Singh, 1992).

As florestas estacionais possuem ainda maior proporção de espécies com sementes dispersas pelo vento (anemocoria) do que as florestas tropicais úmidas (Vieira & Scariot, 2006a), as quais são, na maioria, ortodoxas, podendo permanecer viáveis no solo por longos períodos (Khurana & Singh, 2000).

2.2.1 – Florestas estacionais semidecíduas *versus* florestas estacionais decíduas

Na América tropical, Beard (1955) apresentou uma classificação para as formações vegetais em que nas florestas estacionais semidecíduas somente dois estratos sobressaíam, sendo que o estrato superior era fechado, enquanto que nas florestas estacionais decíduas, o estrato superior era descontínuo.

Para Veloso *et al.* (1991), a principal diferença entre as florestas estacionais semidecíduas e as decíduas está na caducifolia, influenciada pela sazonalidade climática, variando de semidecíduas a fortemente decíduas, em acordo com Prado (2000).

Veloso *et al.* (1991), afirmaram ainda que as florestas semidecíduas apresentam cobertura foliar arbórea de 70 a 90% na estação chuvosa e de até 50% na estação seca, já nas florestas decíduas as copas das árvores não necessariamente se tocam, formando um dossel descontínuo, fornecendo uma cobertura foliar arbórea de até 70% na estação chuvosa e inferior a 50% na época seca, sendo corroborados por Ribeiro & Walter (1998) e Felfili (2001a).

Para Oliveira-Filho *et al.* (2006), exceto pela decíduosidade das folhas, é muito difícil distinguir essas duas formações florestais, principalmente no Brasil Central, onde ocorrem de forma contínua, determinadas apenas por pequenas variações na umidade e na fertilidade dos solos.

Ribeiro e Walter (1998) associam as florestas estacionais semidecíduas a solos desenvolvidos em rochas básicas de alta fertilidade (terra roxa estruturada, brunizém ou cambissolos) e a latossolos roxo e vermelho escuro, de média fertilidade. Já as florestas decíduas estão associadas a solos de origem calcária, geralmente com afloramentos rochosos típicos.

Na mata decídua há predominância de espécies caducifólias, apresentando composição florística ligeiramente diferenciada das florestas semidecíduas. Nas florestas decíduas ocorrem espécies características, como *Commiphora leptophloeos* Mart. e *Cavanillesia arborea* K. Schum., além de algumas espécies de cactáceas e bromeliáceas, possuindo grande afinidade florística com a caatinga (Ribeiro e Walter, 1998).

O nível de deciduidade provavelmente depende da umidade do solo, de suas propriedades químicas e da influência crescente do frio do inverno, que aumenta com a altitude e latitude. Assim, a floresta semidecídua ocorre em solos com maior disponibilidade de água durante a estação seca e a floresta decidual ocorre em solos mais rasos e com menor capacidade de retenção de água nessa mesma estação. Conseqüentemente, espécies que possuem grande capacidade de reter água no tronco se desenvolvem melhor nas matas decíduas, tornando-se dominantes nessas matas (Ribeiro e Walter, 1998).

Com relação à ocorrência no Brasil Central, Felfili *et al.* (2006) destacam que as formações decíduas estão mais associadas a terrenos planos, nos vales, e que as maiores concentrações atuais dessas formações florestais estão no vale do rio Paranã, no nordeste

de Goiás, e na região chamada Mato Grosso Goiano, no sudoeste de Goiás, existindo também áreas significativas no Triângulo Mineiro, no sudoeste de Minas Gerais e em algumas partes de Mato Grosso, Tocantins e Bahia.

Os estudos fitossociológicos existentes nessas matas, no Brasil Central, identificaram fortes ligações florísticas entre as florestas semidecíduas e as decíduas (Felfili, 2003), confirmando os resultados de Prado (2000), que descreve a distribuição dessas matas associadas a espécies-chave de ampla ocorrência nessas regiões.

Na composição florística, ambas as florestas se caracterizam por abundância das famílias Fabaceae, Bignoniaceae, Malvaceae (*sensu* APG II 2003) e Euphorbiaceae no dossel, e de Cactaceae, Bromeliaceae e Marantaceae no sub-bosque, possuindo baixa frequência de gramíneas. As famílias Anacardiaceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Sapindaceae e Flacourtiaceae também podem ser importantes nessas florestas (Gentry, 1995).

Nessas florestas o dossel fechado na estação chuvosa desfavorece a presença de espécies arbustivas no sub-bosque, enquanto a diminuição da cobertura na estação seca não possibilita a presença de espécies epífitas (Ribeiro e Walter 1998; Richards, 1996).

Existe ainda maior similaridade florística entre formações florestais distintas, mas localizadas próximas geograficamente, do que entre as mesmas fisionomias, distantes no espaço. Como, por exemplo, maior similaridade entre florestas pluviais Atlântica e florestas estacionais em uma mesma região, do que entre florestas estacionais ou florestas pluviais em regiões afastadas (Oliveira-Filho *et al.*, 2006).

Por outro lado, existe uma grande diferença entre as tipologias de florestas estacionais causada por variações climáticas, como por exemplo, entre as florestas estacionais do sudeste do Brasil que experimentam um clima muito mais úmido, e as florestas estacionais do nordeste, na caatinga, onde a estação seca pode persistir por mais de um ano (Mayle, 2006).

2.3 – FLORESTAS SECUNDÁRIAS

Mundialmente a superfície coberta pelas florestas secundárias está aumentando muito e em vários países tropicais atualmente supera a superfície coberta por florestas primárias, como Bolívia, Costa Rica, Costa do Marfim, Equador, El Salvador, Moçambique, Paraguai, Austrália, entre outros (FAO, 2005a).

Nos anos 90, Brown & Lugo (1990) afirmavam que essas florestas secundárias cobriam mais do que 600 milhões de hectares nas áreas tropicais. Em 2002, segundo a FAO, a extensão das florestas degradadas e secundárias nas regiões tropicais era estimada

em 245 milhões de hectares na África, 335 milhões nas Américas e de 270 milhões de hectares na Ásia, somando um total de 850 milhões de hectares, com incrementos anuais superiores a 15,2 milhões de hectares durante a década de 90 (FAO 2005b).

De acordo com de Jong *et al.* (2001), esse aumento nas áreas de florestas secundárias no mundo, de um lado pode ser considerado alarmante, mas por outro, indica que a conversão de florestas maduras não está resultando em perda total dessas florestas e sim em uma substituição de um tipo de floresta por outro.

Formações secundárias, portanto, são aquelas que se regeneram em grande parte por processos naturais depois de alterações importantes na estrutura da vegetação florestal original, apresentando diferenças estruturais e florísticas com relação às florestas primárias, situadas em mesmos sítios (FAO, 2005a).

Essas alterações podem ser de origem antrópica, pelo impacto do pastoreio, extração seletiva de madeira, queimadas e abandono de culturas permanentes sobre áreas florestais, ou de origem natural, tais como furacões, incêndios florestais e desabamento de terras. Sendo que os impactos na floresta serão determinados pela intensidade do distúrbio e não por sua origem (Brown & Lugo, 1990; Corlett, 1994; Richards, 1996).

As principais características que tipificam a estrutura da vegetação dessas florestas secundárias tropicais em comparação com as florestas primárias (maduras), de acordo com Lamprecht (1990) e Brown & Lugo (1990), são alta densidade total de árvores com diâmetro a 1,3m de altura (DAP) menor que 10cm, menor área basal, baixo volume de madeira, alto índice de área foliar, baixa riqueza de espécies, ausência de espécies produtoras de madeira com alto valor comercial, alto incremento nos primeiros estágios de regeneração e mudanças na composição florística e na estrutura em longo prazo.

Ainda segundo Brown & Lugo (1990), as florestas secundárias tropicais variam em função da idade, em geral chegam a atingir aproximadamente 60-80 anos, porque além dessa idade tornam-se quase indistinguíveis das florestas primárias. Richards (1996) destaca que o tempo para uma floresta tropical secundária tornar-se indistinguível de florestas tropicais primárias pode eventualmente alcançar 200 anos, considerando toda a estrutura biológica, inclusive na composição florística, e, ocorre, somente se estas mantiverem-se sem distúrbios, exceto os naturais da sucessão florestal, durante todo esse período.

No Brasil, no litoral paulista, Miranda (2007) destaca que existem indícios de áreas de Mata Atlântica desmatadas para plantio de cana na primeira metade do Século XVI, que posteriormente foram abandonadas, e que ainda hoje não se reconstituíram plenamente.

Pois são floristicamente diferenciadas das florestas em seu entorno, com predominância de espécies da família Bignoniaceae, especialmente cipós.

O manejo dessas florestas está muito relacionado à elevada densidade de espécies invasoras, especialmente cipós, por serem capazes de inibir a regeneração das espécies arbustivo-arbóreas nativas (Tabarelli *et al.*, 1999; Tabarelli & Mantovani, 2000; Tabanez & Viana, 2000). Essas plantas respondem rapidamente à alteração das condições ambientais causada pela exploração da floresta, sobretudo, com relação à incidência de radiação solar, pela abertura do dossel (Gerwing & Vidal, 2003a).

Cipós ou lianas são plantas trepadeiras lenhosas que iniciam a vida como plântulas terrestres e para crescerem para o alto dependem de estruturas externas de apoio durante parte de suas vidas, o que pode causar a mortalidade de árvores, reduzindo o valor silvicultural da floresta (Gerwing & Vidal, 2003a).

Deformações em caules também têm sido associadas à presença de cipós nas copas, assim como redução no crescimento e na fecundidade de árvores hospedeiras (Gerwing, 2003; Gerwing & Vidal, 2003a). Além disso, causam conexões entre as copas das árvores vizinhas, aumentando os danos na floresta pela exploração de árvores infestadas por cipós (Pérez-Salicrup & Barker, 2000; Schnitzer & Bongers, 2002).

Por essas razões, os cipós são freqüentemente considerados uma praga silvicultural e o seu corte antes da exploração da madeira é recomendado como um componente do manejo de impacto reduzido (Barreto *et al.*, 1998).

O corte de cipós também tem sido testado como tratamento silvicultural para aumentar o crescimento de árvores, pela redução da densidade populacional que diminui, conseqüentemente, a competição local (Gerwing & Vidal, 2003b; Gerwing, 2006).

Devido à forte influência da luz sobre o crescimento das árvores e da regeneração natural (Silva *et al.*, 1995; Gerhardt, 1996; Pariona *et al.*, 2003; Carvalho *et al.*, 2004), assim como, na colonização por espécies invasoras (D'antonio & Vitousek, 1992). Em florestas secundárias deve-se buscar a abertura do dossel suficiente para obter o crescimento e a regeneração de árvores desejáveis sem permitir a entrada de espécies indesejáveis e/ou invasoras que possam interferir negativamente na regeneração natural (Freitas, 2004).

Nos últimos anos, várias organizações internacionais, entre elas o Centro Agrônômico de Investigações Tropicais (CATIE), o Centro Internacional de Investigações Florestais (CIFOR), o Centro Mundial de Agrosilvicultura (ICRAF), a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) e a Organização Internacional para

as Madeiras Tropicais (ITTO), juntamente com outras agências financiadoras, têm ressaltado a importância das florestas secundárias e estão se esforçando para melhorar as práticas de ordenação e manejo dessas florestas (FAO, 2005b).

2.4 – MANEJO FLORESTAL

Manejo florestal é uma expressão utilizada para se referir a um conjunto de técnicas que são postas em prática com o sentido de ordenar ou manipular a exploração dos recursos florestais, conciliando conservação e utilização da floresta de acordo com objetivos propostos e dentro de um contexto físico e sócio-econômico (Bellefontaine *et al.*, 2000; Dykstra 2002).

O relatório da Organização Internacional de Madeira Tropical - ITTO (2006), sobre o estado do manejo florestal sustentável em seus países membros, refere-se à existência de 14,3 milhões de hectares sob manejo florestal sustentável, em florestas naturais, na região da Ásia-Pacífico; 6,4 milhões de hectares na América Latina e no Caribe; e 4,3 milhões de hectares na África. Entre os países com os maiores avanços em manejo sustentável de florestas tropicais figuram a Malásia, com pelo menos 4,8 milhões de hectares, a Indonésia com 2,9 milhões de hectares, Bolívia (2,2 milhões), Gabão (1,48 milhões), Brasil (1,3 milhões), República do Congo (1,3 milhões), Guatemala (670 mil hectares), Peru (560 mil) e Gana (270 mil hectares) (ITTO, 2006).

Considerando as áreas sob manejo florestal sustentável com certificação, os principais países em área florestal foram Malásia com 4,6 milhões de hectares, Bolívia com 2,2 milhões de hectares, Gabão (1,48 milhões) e Brasil com 1,16 milhões de florestas naturais certificadas (ITTO, 2006).

No Cerrado, no Brasil, Coelho (2006) verificou a existência de 42 planos de manejo de florestas estacionais semidecíduas, no estado de Minas Gerais, que tinham como objetivo a extração de lenha para a produção de carvão vegetal. O autor constatou que 70% deles estavam em áreas de até 10ha e 4,7% em áreas acima de 50ha, além disso, constatou também que todos os planos de manejo ultrapassaram o limite de exploração permitido pela legislação estadual e que o ciclo de corte prescrito (12 anos) era incompatível com o crescimento do estoque remanescente das florestas.

Em 2007, no Brasil, o Decreto 6.063/2007 regulamentou alguns dispositivos da chamada Lei de Florestas Públicas (Lei 11.284/2006), que dispõe sobre a gestão das florestas públicas, naturais ou plantadas, localizadas nos diversos biomas brasileiros, em bens sob domínio público, para produção sustentável. Essa lei procura incentivar ou

mesmo disseminar as práticas de manejo florestal sustentável através de concessões para a exploração de produtos e serviços florestais por meio de planos de manejo devidamente aprovados pelo órgão ambiental competente (Lei 11.284/2006).

Sem dúvida é uma lei essencial no setor florestal brasileiro, mas deve-se ter em mente que introduz na matriz de produção/exploração florestal áreas que poderiam ser utilizadas como reserva de mercado. Pois existem grandes áreas florestais onde há exploração madeireira sem planejamento, além das áreas que estão sendo convertidas à agricultura e pecuária ou por mineradoras, que poderiam estar sendo manejadas para atender o mercado madeireiro de forma sustentável. Não só na região da floresta amazônica, mas nos demais biomas brasileiros, especialmente no cerrado, onde está localizada grande parte das florestas semidecíduais e decíduais, grandes e importantes fornecedoras de madeira no mercado nacional.

Essa questão das florestas públicas sob concessões de manejo também foi abordada por Dawkins & Philip (1998) quando analisaram os casos de sucessos e falhas do manejo florestal aplicado a florestas tropicais úmidas ao redor do mundo. Eles constataram que foram poucos os casos de sucesso e que, os principais impedimentos estiveram relacionados às características silviculturais das florestas e não ao modelo de concessões, exceto nos casos onde ocorreu falta de monitoramento e controle do Estado sobre as áreas concedidas. Segundo esses autores, os fatores determinantes do fracasso do manejo florestal relacionaram-se principalmente à baixa capacidade de regeneração natural, sob altas intensidades de exploração, à baixa porcentagem de espécies com valor comercial na floresta, e às grandes variações nas taxas de crescimento entre as espécies.

Como casos de sucesso, Dawkins & Philip (1998) destacaram o Sistema Malaio Uniforme (MUS) e o Sistema de Árvores Protegidas de Trinidad (TSS), enfatizando que, quanto mais heterogênea a floresta menor a probabilidade de sucesso do sistema silvicultural.

A análise dos autores permitiu concluir que os métodos silviculturais são muito heterogêneos, com peculiaridades regionais determinadas pelas características das florestas, como estrutura e composição florística, e por fatores econômicos e de uso da terra, além da legislação de cada país. Assim, seria muito difícil o Sistema Malaio Uniforme, por exemplo, ser bem aproveitado na Amazônia brasileira. Mesmo na Malásia esse método já passou por uma série de modificações e ainda assim está condicionado à abundância de regeneração natural das espécies comerciais na ocasião da exploração.

Além da susceptibilidade das espécies florestais à exploração, muitos pontos são relevantes para que as florestas naturais possam ser utilizadas de forma sustentável, como por exemplo, a racionalização das técnicas de exploração e transporte, a eficiência no processo de beneficiamento e aproveitamento da madeira e o rendimento econômico da produção (Scolforo *et al.*, 1996).

As mudanças na biodiversidade das florestas tropicais em decorrência da exploração tendem a ser favoráveis à abundância de algumas espécies, principalmente daquelas adaptadas a ambientes de clareiras e habitats degradados, que são capazes de utilizar uma ampla variedade de recursos (Frumhoff, 1995). Ao mesmo tempo, pode ocorrer um declínio regional na riqueza de espécies devido à perda ou fragmentação do habitat, principalmente das espécies adaptadas a uma condição ambiental relativamente constante no interior da floresta e dependentes de uma pequena amplitude de recursos (Frumhoff, 1995; Bawa & Seidler, 1998).

Além disso, o desmatamento proporciona uma fonte de madeira barata, seja legal ou ilegal e este é um dos fatores limitantes à difusão do manejo sustentável das florestas tropicais, pois com o intuito de desmatar áreas para pastagens e agricultura, os agricultores vendem os direitos de extrair a madeira, em sua propriedade, a preços muito baixos. Isso faz com que o custo de produção madeireira nesses casos seja menor do que os praticados com o manejo florestal, desestimulando a implantação de sistemas racional de exploração florestal pelos proprietários rurais (Viana *et al.*, 2002).

Quanto aos mais importantes impactos ambientais diretos da exploração madeireira, destacam-se a redução da cobertura florestal e os danos físicos das operações de corte e transporte da madeira (Bertault & Sist, 1997; Parrota *et al.*, 2002; Pereira Jr *et al.*, 2002; Martins *et al.*, 2003; Oliveira *et al.*, 2005). A intensidade de exploração causa alterações significativas na abertura do dossel e isso pode resultar em mudanças nas condições biofísicas locais, como o solo, que pode sofrer compactação, ou perder umidade, resultando em danos às taxas de recrutamento e no estabelecimento da regeneração natural, além de alterações nos processos de ciclagem de nutrientes e da atividade biológica no solo (Bawa & Seidler, 1998).

Nas florestas estacionais, o aumento na quantidade de radiação solar que atinge o piso da floresta, em consequência de intervenções silviculturais ou da deciduidade das árvores, pode tornar a camada rasteira ou a serrapilheira mais susceptível ao fogo (Nascimento, 2005).

Felfili (1997a) estudando duas florestas de galeria no Brasil Central, concluiu que o fogo, por sua vez, causa uma série de mudanças na estrutura e na composição florística dos ecossistemas florestais. Essa autora encontrou uma diminuição de 14,3% na densidade de *Amaioua guianensis*, uma espécie tolerante à sombra e abundante na floresta estudada, após seis anos da passagem do fogo, enquanto em outra floresta de galeria não queimada, sua densidade aumentou 17% no mesmo período. O fogo promoveu mudanças qualitativas a favor de espécies pioneiras, ao invés de impedir a regeneração natural, principalmente pela abertura do dossel e pela falta de uniformidade da queima.

Nos últimos anos, têm sido marcantes as discussões sobre a viabilidade ecológica da aplicação do manejo em florestas naturais. No entanto, é preciso estar ciente de que essas questões são complexas e que para inferir se essa prática é viável ou não é necessário conhecer sua aplicabilidade e seus benefícios ambientais e econômicos (Souza *et al.*, 2002). Em alguns casos, a sua aplicação de forma participativa tem sido uma estratégia mais efetiva para a conservação florestal do que somente a proteção das florestas utilizando-se de instrumentos administrativos e de controle (Wakeel *et al.*, 2005).

A aplicação do manejo florestal sustentado requer informações sobre o incremento em diâmetro e dos padrões de crescimento de árvores individuais (da Silva *et al.*, 2002). A análise da distribuição dos diâmetros das espécies, definida pelo número de árvores por unidade de área por intervalo de classe de diâmetro, pode ser utilizada como um indicativo de equilíbrio ou desequilíbrio do ecossistema florestal (Pereira-Silva *et al.*, 2004).

Se a floresta estiver em equilíbrio, as taxas de recrutamento ficam parecidas com as taxas de mortalidade e a distribuição dos diâmetros das árvores apresenta a forma de J-reverso ou exponencial negativo, que pode ser quantificado pelo coeficiente de De Liocourt (O'Hara, 2002). Esse coeficiente fornece a relação entre o número de indivíduos existentes em uma classe de diâmetro e na classe imediatamente anterior e para a floresta estar em equilíbrio, deve ser relativamente constante ao longo da curva. Se constante, indica que a floresta é capaz de render um volume estável de madeira ao longo do tempo, sem mudar a estrutura ou o volume inicial, podendo ser considerada sustentável e qualquer mudança na curva pode indicar desbalanceamento na regeneração e no crescimento (O'Hara, 2002).

Em comunidades clímax existe uma tendência para a forma de j-reverso, indicando muitos indivíduos jovens com pequenos diâmetros e poucos indivíduos maduros com diâmetros maiores (Felfili, 2001b). Porém, deve-se ter em mente que diferentes espécies possuem hábitos de crescimento distintos e para uma melhor aproximação da real situação

da vegetação, estas devem ser estudadas separadamente. Nem sempre a informação estática sobre a distribuição da vegetação é um bom indicador das tendências futuras da população, pois espécies de rápido crescimento terão menos indivíduos jovens no sub-bosque do que as de crescimento mais lento, mesmo quando as taxas de crescimento da população são iguais (Condit *et al.*, 1998; Felfili, 2001b).

Uma comunidade natural em clímax é descrita como um grupo de espécies autoperpetuáveis providas de um estável processo de sucessão em equilíbrio com o habitat físico (Odum, 2004). De maneira geral, são menos invadidas por novas espécies ou espécies invasoras do que as comunidades que perdem uma ou mais de suas espécies-chave, sendo a invasão um sintoma do incompleto uso da luz, água e/ou nutrientes pela comunidade, podendo interagir com fatores bióticos (Ewel, 1993).

O manejo de capoeiras em propriedades rurais apresenta ainda como requisito o conhecimento e o interesse dos proprietários e o seu envolvimento no processo, bem como, considerar que as florestas devem ser vistas como um recurso tanto para produtos quanto para serviços, ao invés de um impedimento para o desenvolvimento econômico através da expansão agrícola. Desse modo, como afirma Zarin (2005), o balanço entre o desenvolvimento e a conservação garante a preservação da floresta, mas requer engajamento e diálogo entre conservacionistas, populações tradicionais, grandes e pequenos proprietários rurais, empresas, indústrias, governo e comunidade científica.

2.4.1 – Manejo florestal de impacto reduzido

Nas últimas décadas, percebeu-se uma crescente preocupação na utilização do termo manejo florestal de impacto reduzido, em referência a melhores técnicas de manejo florestal. Na prática o manejo florestal por sua natureza já busca o baixo impacto na floresta (Putz *et al.*, 2008) e a melhor comparação fica entre a exploração convencional, sem planejamento, e a exploração com manejo florestal ou com manejo florestal de impacto reduzido.

Após uma ampla revisão sobre o significado do manejo florestal de impacto reduzido em florestas tropicais, Killmann *et al.* (2002) definiram-no como uma técnica de planejamento e controle da colheita florestal que visa minimizar o impacto sobre a floresta e o solo mediante o corte seletivo de árvores.

O manejo de impacto reduzido apresenta algumas características que sempre estiveram presentes no manejo florestal, mas que não são consideradas na exploração convencional. Alguns exemplos são exploração da área somente no ciclo de corte pré-

determinado, realização de inventário pré-colheita, construção de sistema viário, corte de cipós, marcação, localização e medição das árvores a serem abatidas, estudo de direcionamento da queda das árvores, abertura mínima de trilhas de extração, estocagem das árvores extraídas em pátios com área ótima, realização das operações de extração somente sob condições favoráveis, como solo seco, bom treinamento de trabalhadores e supervisores, máxima utilização das árvores abatidas, minimização dos danos possíveis à regeneração remanescente, facilitar a reabilitação dos impactos negativos que possam ter ocorrido e avaliações pós-colheita (Scolforo *et al.*, 1996; Dykstra, 2002; Killmann *et al.*, 2002; Rivero *et al.*, 2008). A exploração de impacto reduzido é, portanto, um termo coletivo que se refere ao uso de princípios científicos e de engenharia, combinados com educação e treinamento, para melhorar e otimizar a aplicação da mão-de-obra, equipamentos e métodos operacionais na colheita de madeira (Dykstra, 2002).

O surgimento dessas técnicas ocorreu no período pós-segunda guerra, quando a demanda por madeira aumentou consideravelmente, devido à rápida expansão econômica e pela introdução de técnicas mecanizadas que aumentaram a escala e a intensidade de exploração, promovendo a degradação das florestas e do solo (Dykstra, 2002). Isto pôs em dúvida a sustentabilidade da exploração convencional e em risco todo o ecossistema florestal (Dykstra, 2002).

Ao mesmo tempo outros fatores impulsionaram a adoção das práticas de manejo florestal de impacto reduzido, como o reconhecimento da comunidade científica, profissional e política, de que as práticas tradicionais de exploração florestal impunham inaceitáveis níveis de danos às árvores e ao ambiente; e a sensibilidade do mercado internacional à questão ambiental, com a exigência crescente da certificação da origem da madeira comercializada (Klassen 2002).

Apesar dos inegáveis benefícios financeiros, sociais e ambientais da aplicação do manejo florestal de impacto reduzido, sua utilização ainda não é amplamente difundida, por causa, principalmente, de questões relacionadas à propriedade da terra, à ineficiência do poder público na regulamentação e na aplicação de leis, à falta de benefícios financeiros claros e incentivadores, à escassez de informações adequadas para a aplicação prática do manejo florestal e à falta de intenções sérias das empresas com relação à sustentabilidade no fornecimento de madeira em longo prazo (Klassen, 2002).

Por estas razões, sua implantação na prática tem sido esporádica e são raros os planos em andamento em florestas tropicais. Na Amazônia brasileira, por exemplo, em 2001, seis empresas atuavam com certificação florestal (Viana *et al.*, 2002), sendo que em

locais onde as técnicas de manejo de impacto reduzido não são utilizadas, os volumes de madeira extraídos no segundo e no terceiro cortes são muito inferiores aos do primeiro corte (FAO, 2004).

Putz *et al.* (2000) identificaram sete causas principais que inibem a adoção das técnicas de manejo florestal de impacto reduzido (exploração de impacto reduzido – EIR) em florestas tropicais e discutiram seus fundamentos. Foram elas: os custos; as crenças populares da não existência de algo de errado com as práticas de exploração convencional, devido aos altos rendimentos conseguidos principalmente em curto prazo; a crença de que a conversão das florestas em agricultura é irreversível; a falta de incentivos governamentais; a falta de equipamentos e de ferramentas adequadas; a necessidade de adoção de novos modelos de disseminação do conhecimento para os trabalhadores, gerentes e tomadores de decisões, nos setores público e privado e aos proprietários de terras florestais; e a falta de pressão por parte das entidades ambientalistas.

Diversos são os trabalhos comparativos entre a exploração com manejo florestal de impacto reduzido (EIR) e com exploração convencional (EC), principalmente em florestas tropicais pluviais, sendo poucos os estudos e aplicações em florestas estacionais. Em áreas tropicais os danos às árvores residuais variaram de 30 a 70% em áreas sob altas intensidades de exploração ($> 30\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$) a 10 a 20% em áreas sob média e baixa intensidades de exploração ($1\text{-}2\text{árvores}.\text{ha}^{-1}$) (FAO 2004). O mesmo documento enfatiza, porém, que os danos às árvores remanescentes não aumentam em proporção direta à intensidade de exploração. Mas, a implantação das técnicas de exploração de impacto reduzido, permite aumentar significativamente a intensidade de exploração e ainda assim resultar em menores danos às árvores remanescentes (FAO 2004). Buenaflor (1989) constatou, em trabalho feito na Nova Guiné, que os danos a essas árvores na exploração convencional de $23\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$, foram de 67%, contra danos de 22% na exploração de $32\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$ de madeira mediante técnicas de manejo de impacto reduzido. Com relação à madeira extraída da floresta com exploração convencional (EC) e com exploração de impacto reduzido (EIR), considerando 130 estudos ($n=37$ para EIR e $n=93$ para EC), Killmann *et al.* (2002) encontraram que o volume colhido foi em média $8\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$ menor com EIR do que com EC. Os resultados encontrados por esses autores apontam que a exploração de impacto reduzido foi mais vantajosa, promoveu a redução de 41% nos danos à floresta residual ($n=75$), de 56% às árvores remanescentes por árvore abatida ($n=15$), de 50% nos danos causados por trilhas de extração ($n=39$), de 60% na perda de madeira na floresta (madeira esquecida ou não encontrada) e de 36% na abertura do dossel ($n=25$).

Freitas (2004) encontrou que na exploração de impacto reduzido sem critério de seleção das árvores, o tempo para a localização, preparo e abate de uma árvore foi de 8 minutos e 24 segundos e na mesma exploração de impacto reduzido, com critério de seleção das árvores a serem abatidas, este tempo foi de 16 minutos e 12 segundos, sendo o número de árvores abatidas por hora de trabalho, duas vezes maior na exploração convencional comparada à alternativa. Mesmo assim, o volume de madeira foi praticamente o mesmo nas duas operações por causa do maior volume médio por árvore abatida na exploração de impacto reduzido.

A abertura no dossel foi cinco vezes menor com EIR no leste da Amazônia (Johns *et al.*, 1996). Houve redução de 50% nos danos à floresta remanescente na Malásia (Tay *et al.*, 2002) e na Indonésia (Bertault & Sist, 1997; Sist *et al.*, 2003). A área ocupada por trilhas, estradas e pátios de estocagem foi 50% menor na Amazônia brasileira (Pereira Jr *et al.*, 2002). A lucratividade aumentou em 35% na primeira colheita, na Amazônia brasileira (Holmes *et al.*, 2002). E a abertura no dossel aumentou 15% na exploração convencional contra 10% na de impacto reduzido na Amazônia brasileira (Freitas, 2004).

O efeito da exploração de impacto reduzido na florística e na estrutura de uma comunidade arbórea, na floresta amazônica, foi avaliado por Pereira *et al.* (2005) que encontraram uma redução balanceada em todas as classes diamétricas, com a exploração de impacto reduzido, permitindo a manutenção do padrão da estrutura da floresta original. A variação da diversidade de espécies foi pequena $H' = 4,738 \text{ nats.indv}^{-1}$ antes da exploração, contra $H' = 4,735 \text{ nats.indv}^{-1}$ após. A equabilidade de Pielou foi de 0,803 e 0,805 antes e após a exploração, respectivamente.

Carvalho (2004) avaliou os danos causados pela exploração madeireira em floresta estacional no Centro-Oeste brasileiro, sob manejo florestal de impacto reduzido, na mesma floresta onde foi desenvolvido este trabalho e encontrou que a exploração de impacto reduzido não provocou danos significativos às copas e aos fustes das árvores remanescentes. Em média, 10% dos indivíduos apresentaram-se com algum tipo de dano, sendo que 85% deles foram causados ao fuste das árvores, não existindo diferença entre os tratamentos aplicados.

Estudos que estimaram o custo total de exploração florestal indicam que estes são maiores na EIR, contudo, mencionam que os níveis mais baixos de danos à floresta residual com essas operações, provavelmente compensam os custos adicionais futuros de manutenção da sustentabilidade da produção (Killmann *et al.*, 2002). Silva (2001) encontrou custos da ordem de U\$15,66m⁻³ de madeira explorada no sistema de manejo

florestal convencional custo praticado na Amazônia brasileira, enquanto que no manejo de impacto reduzido estes foram de U\$13,64m⁻³, nas mesmas condições ambientais.

Portanto, essas práticas devem ser mais estimuladas, juntamente com a divulgação de seus resultados e impactos, incentivando seu uso tanto em florestas tropicais pluviais, como nas estacionais, que também apresentam madeiras de valor comercial e respondem por uma grande parcela do mercado madeireiro nacional (Felfili, 2003; Felfili *et al.*, 2004).

Deve-se considerar ainda que a silvicultura de florestas inequânias encontra-se em estágio social de desenvolvimento e que as demandas não estão mais baseadas somente em alcançar o rendimento sustentado da produção de madeira, seus objetivos devem incluir o valor estético, a manutenção dos processos naturais e o uso múltiplo dos recursos naturais (O'Hara, 2002).

2.4.2 – Manejo em florestas estacionais tropicais

A influência da sazonalidade climática nas florestas estacionais tropicais é marcante, tornando-as diferentes das florestas pluviais tanto em composição quanto em estrutura nos seus aspectos funcionais (Murphy & Lugo 1986; Richards 1996).

Nas florestas estacionais ao redor do mundo, o manejo florestal ao longo do tempo, objetivou, em muitos casos, a produção de lenha e carvão vegetal, inclusive com cortes rasos seguido de rebrotas para fornecimento de energia a pequenas comunidades rurais, especialmente na África, conforme estudo da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) assinado por Bellefontaine *et al.* (2000). No Brasil essa situação também ocorreu e ainda hoje é verificada, principalmente em áreas da Caatinga e do Cerrado (Bellefontaine *et al.*, 2000; Felfili, 2003) As pesquisas sobre manejo em florestas estacionais têm tido os mais diversos propósitos e têm consistido, sobretudo, de avaliações de dinâmica dessas florestas e das conseqüências de distúrbios naturais ou antrópicos no desenvolvimento da vegetação, tais como: efeitos do fogo (Marod *et al.*, 2002; Rozza, 2003), cortes de lianas (McLaren & McDonald, 2003a; Vieira & Scariot, 2006b) e efeitos de secas (Marod *et al.*, 2002) e sombreamento (McLaren & McDonald, 2003b); capacidade em rebrotar (McLaren & McDonald, 2003c); intensidades de intervenções silviculturais (McLaren & McDonald, 2003a; Barberis & Tanner, 2005); alterações na composição florística (Higuchi *et al.*, 2006; Marangon *et al.*, 2008); Danos provocados pela exploração (Carvalho 2004); e caracterização ecológica de espécies para manejo (Pinard *et al.*, 1999).

2.4.3 – Tratamentos silviculturais e crescimento da floresta

Sistemas silviculturais envolvem a aplicação de tratamentos pré e pós-colheita que objetivam, notadamente, realçar a regeneração natural, aumentando as taxas de recrutamento, estabelecimento e crescimento das árvores, ou mesmo melhorar suas qualidades comerciais na floresta remanescente (Pinard *et al.*, 1999).

Lamprecht (1990) descreve e Gómez-Pompa & Burley (1991) apresentam diferentes percepções de silvicultura e de manejo florestal, que vão desde a proteção integral dos recursos florestais à total conversão da floresta a outros usos. Dentro dos sistemas silviculturais aplicados a florestas nativas, que envolvem a exploração de espécies comerciais, Gómez-Pompa & Burley (1991) destacam como eficientes os que favorecem a regeneração natural ou artificial, enriquecendo a futura floresta com espécies interessantes economicamente, e os que promovem a eliminação de espécies indesejáveis.

Sistemas silviculturais que envolvem a remoção seletiva de árvores em diferentes ocasiões são chamados de policíclicos (Whitmore, 1991) e, se removerem poucas árvores, criam clareiras pequenas, favorecendo espécies clímax, tolerantes à sombra, mas que, entretanto, necessitam de luz em determinado momento para completar seu ciclo de vida. Justamente o grupo onde se encontram a maioria das espécies de maior valor comercial em ambientes de mata (Whitmore, 1991).

A abertura de clareiras provoca uma mudança no microambiente no piso da floresta, pelo aumento da incidência de radiação solar e da temperatura e pela diminuição da umidade do solo e do ar (Lopes *et al.*, 2001a). Causa também diminuição momentânea da competição por nutrientes (Silva *et al.*, 2001).

Em geral o tamanho das clareiras determina a predominância do tipo ecológico da regeneração, em clareiras pequenas são mais facilmente encontradas espécies tolerantes à sombra e em clareiras grandes, espécies heliófitas (Schneider & Finger, 2000; Lopes *et al.*, 2001b), determinando assim a sucessão florestal, que geralmente é iniciada com a exclusão de indivíduos devido à competição, seguida da iniciação no sub-bosque até atingirem o ponto de equilíbrio (Schneider & Finger, 2000).

Durante a sucessão, as primeiras espécies que colonizam uma clareira são espécies agressivas, de rápido crescimento, que tendem a se tornar dominantes (d'Oliveira, 2000). São espécies consideradas oportunistas, que na maioria das vezes, são exóticas ao ecossistema e possuem grande potencial de adaptação e colonização (Cronk e Fuller, 2001).

O uso de maquinário pesado também cria condições adversas aos sítios, como compactação e rachadura do terreno, destrói plântulas e raízes e remove a camada superficial de húmus e o banco de sementes do solo (Whitmore, 1991).

Desbastar florestas nativas visando à maximização da produção requer acompanhamento dos incrementos médio anual (IMA) ou do incremento periódico anual (IPA), por não se conhecer sua idade, e do incremento corrente anual (ICA). Considera-se que, o momento ideal para realizar as intervenções pode ser determinado quando o incremento corrente anual aproxima-se ao incremento periódico anual, indicando que a floresta está tendendo a crescer menos no ano atual do que na média geral, necessitando ser desbastada ou explorada (Oedekoven, 1968).

A área basal da comunidade florestal reflete bem a densidade de indivíduos na floresta, já a altura das árvores que compõem o dossel refletirá características do sítio, como fertilidade do solo e umidade (Oedekoven, 1968) e ambas indicam o uso dos recursos disponíveis no sítio (Ewel, 1993). Por esse motivo, desbastes seletivos em florestas tropicais, ao reduzir a densidade de indivíduos, reduzem também a competição por espaço, luz e nutrientes entre as árvores (Silva *et al.*, 2001), proporcionando crescimentos em altura e área basal das árvores remanescentes, nessas áreas, até que a capacidade de produção no sítio seja novamente atingida.

Diversas pesquisas realizadas em florestas tropicais úmidas, para investigar o crescimento de árvores em relação ao aumento na disponibilidade de recursos, em função de intervenções silviculturais, confirmam o maior crescimento em áreas sob intervenções, especialmente no crescimento em área basal, quando comparado ao crescimento em áreas sem intervenções, no mesmo sítio (Clearwater *et al.*, 1999; Costa *et al.*, 2001; Gerwing, 2001; Silva *et al.*, 2001; Pariona *et al.*, 2003; Grogan *et al.*, 2005; D'Oliveira & Braz, 2006; Wadsworth & Zweede, 2006).

É importante destacar que para manejar a floresta visando a produção de madeira de forma sustentada, as informações sobre os incrementos em diâmetro das árvores devem, sempre que possível, serem obtidas através de estudos populacionais (da Silva *et al.*, 2002), pois as espécies possuem requerimentos ecológicos distintos e respondem diferentemente às intervenções silviculturais (Hosokawa *et al.*, 1998; Freitas, 2004). Considera-se que o grande desafio da silvicultura é ajustar um método em que a abertura do dossel seja suficiente para obter maior crescimento das espécies arbóreas desejáveis e estimular a regeneração natural dessas espécies, impedindo a entrada de espécies

indesejáveis e/ou invasoras que possam interferir negativamente na sucessão florestal, comprometendo o manejo florestal (Freitas, 2004).

O desbaste em florestas tropicais visa reduzir a competição entre árvores por espaço, luz e nutrientes, proporcionando aumento da sobrevivência e do crescimento e o estabelecimento da regeneração natural de árvores desejáveis (Smith, 1986). Com isto em mente, Costa *et al.* (2001) avaliaram a efetividade da aplicação de anelamento de árvores, juntamente com o uso de arboricida, como técnica de refinamento para a eliminação da vegetação indesejável, espécies não comerciais com DAP > 15 cm, de modo a reduzir a área basal da floresta. Os autores constataram que esses tratamentos não foram eficientes, principalmente para espécies que possuem madeira dura e reentrâncias no fuste, e sugeriram o desbaste seletivo como melhor forma de eliminação.

Ao avaliar parcelas permanentes em floresta ombrófila densa nas regiões do Tapajós e do Jarí, na Amazônia Oriental, Silva *et al.* (2001) encontraram forte correlação entre a exposição das copas à luz e o crescimento, concluindo que arvoretas com copas totalmente expostas à radiação solar cresceram significativamente mais rápido do que as parcialmente ou completamente sombreadas, independente do grupo ecológico, confirmando os resultados de diversos outros trabalhos na mesma região e em outros países. Esses autores constataram, também, que, o benefício da abertura do dossel diminui gradativamente à medida que o tempo passa, com o crescimento das árvores chegando quase ao nível de uma floresta não explorada, indicando que os desbastes devem ser práticas silviculturais constantes em manejo operacional se o interesse é manter a floresta crescendo a taxas mais elevadas que o normal.

Vários outros estudos confirmam o maior crescimento relacionado a desbastes. Clearwater *et al.* (1999) aplicaram desbaste com corte e anelamento de espécies não comerciais, abertura de clareiras no dossel acima de plântulas pré-existentes suprimidas pela sombra e plantio de enriquecimento em linha, objetivando avaliar o crescimento em altura à intensidade de luz incidente em plântulas de *Shorea johorensis*, uma dipterocarpacea de valor comercial nas florestas da Indonésia. Os resultados mostraram que as plântulas responderam ao aumento na disponibilidade de luz de $5-10 \text{ mol.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ com um significativo crescimento em altura, mas existiu pequena resposta à irradiação acima desse valor, indicando uma saturação do crescimento imposta, ou pela disponibilidade de água e nutrientes, ou pelo alcance do potencial máximo de crescimento das plântulas, ou ainda, por estas terem se aclimatado às condições de maior intensidade

luminosa. Nesse caso, o manejo com abertura de clareiras relativamente pequenas seria suficiente para o crescimento máximo de plântulas dessa espécie.

A curva de resposta à luz para o crescimento de plântulas de mogno (*Swietenia macrophylla*) demonstrou uma resposta fotossintética saturada à densidade de fluxo de fótons maior que $750\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, 38% da irradiação a pleno sol, sugerindo que o aumento no tamanho da clareira além do necessário pode resultar em pouca vantagem nas taxas de crescimento das plântulas dessa espécie (Grogan *et al.*, 2005).

Pariona *et al.* (2003) estudaram o efeito da liberação da competição pela supressão de todos os indivíduos herbáceos e arbóreos dentro de um raio de um metro das espécies de interesse (espécies de valor comercial), em duas florestas tropicais bolivianas, uma úmida e outra seca, por dois anos. Encontraram que após um ano da aplicação dos tratamentos, o incremento em diâmetro das arvoretas aumentou significativamente em relação à área controle na floresta úmida, existindo uma forte tendência para uma reposta similar após dois anos. Entretanto, a sobrevivência das arvoretas e o crescimento em altura não foram significativamente afetados pelos tratamentos nessa mesma floresta. Já na floresta seca, não existiu diferença significativa nem na sobrevivência das arvoretas nem no crescimento em altura e em diâmetro, entre os tratamentos. Esses mesmos autores discutiram que esses resultados podem estar relacionados com a época de aplicação dos tratamentos, no início da estação seca, pois observaram que, enquanto muitas arvoretas tornaram-se dormentes durante esta estação, a vegetação competidora continuou a crescer, particularmente, cipós e espécies pioneiras. Conseqüentemente, os tratamentos deveriam ter sido aplicados no início da estação chuvosa, quando as arvoretas poderiam aproveitar completamente a liberação da competição.

O crescimento em altura de plântulas como resposta à abertura do dossel não diferiu entre tratamentos silviculturais de remoção da área basal em diferentes intensidades, 100%, 80-90%, 50-60%, 20-30% e 0%, suprimindo as árvores com mais de 5cm de DAP, em uma floresta secundária com dossel dominado por *Cecropia* spp., na Amazônia brasileira, após o primeiro ano da aplicação dos tratamentos. No segundo ano as diferenças foram evidentes e existiu um efeito significativo entre a abertura do dossel e o incremento em altura. A remoção total do dossel resultou em crescimento três vezes maior do que o da área controle (0%), mas não diferiu do tratamento com remoção de 50% do dossel, indicando que a remoção total é desnecessária para se alcançar bons resultados (Mesquita, 2000).

Com relação à densidade de plântulas relacionadas a diferentes intensidade de corte seletivo, variando na redução do volume de madeira em pé de 44 a 106m³.ha⁻¹, na Amazônia. Lima *et al.* (2002) encontraram que as espécies estudadas responderam diferentemente ao corte e que duas delas (*Goupia glabra* e *Aniba hostmanniana*) foram positivamente correlacionadas com a intensidade de corte.

McLaren & McDonald (2003a) estudaram o crescimento da regeneração em uma floresta estacional na Jamaica e verificaram que o número de plântulas foi maior nas parcelas não cortadas (0% de remoção na área basal) e nas parcialmente cortadas (remoção de 40% da área basal), do que nas parcelas totalmente cortadas (96% de redução na área basal). Verificaram, também, que os níveis de distúrbios testados não alteraram significativamente as taxas de recrutamento nas parcelas cortadas, mas a sobrevivência foi maior nas parcelas não cortadas e a mortalidade de plântulas foi maior na estação seca independente do tratamento.

Em uma pesquisa que incluiu corte de lianas como tratamento silvicultural em Paragominas, na Amazônia brasileira, Gerwing (2001) verificou que na ausência de intervenções silviculturais, o incremento médio em diâmetro foi de 1,3mm.ano⁻¹, enquanto que no tratamento com corte de lianas este foi de 3,0mm.ano⁻¹.

D'Oliveira & Braz (2006) estudaram dinâmica em um trecho da floresta amazônica no Acre, sob manejo florestal de impacto reduzido, e encontraram resultados em incremento em diâmetro favoráveis à exposição das copas à luz solar.

As taxas de crescimento em DAP variam significativamente entre e dentro de espécies e também em relação à idade, estação do ano e condições microclimáticas (da Silva *et al.*, 2002). Estudos em floresta de terra firme na Amazônia demonstram que a variação dentro de espécies pode ser de 38% (*Goupia glabra* Aubl.) a 431% (*Hevea guianensis* Aubl.), indicando que tratamentos silviculturais podem ser mais bem aproveitados por espécies que respondem melhor às intervenções silviculturais (da Silva *et al.*, 2002). Isso comprova que as espécies respondem diferentemente à disponibilidade de recursos e que mantém taxas de crescimento diferenciadas umas das outras, podendo ainda ser diferentes em exigências nutricionais e na habilidade em extrair os recursos disponíveis.

Parrota *et al.* (2002) compararam taxas de desenvolvimento da área basal, da densidade e da diversidade florística após 11 anos de diferentes intensidades de intervenções, em floresta tropical úmida de terra firme, na Amazônia brasileira, e encontraram que o incremento da área basal geralmente aumentou com a intensidade do

desbaste, baixa: remoção das árvores com DAP > 45cm e média: remoção das árvores com DAP < 20cm e > 60cm. O desbaste estimulou o recrutamento e o crescimento das árvores remanescentes, particularmente nas menores classes de diâmetro, mas teve pouco efeito sobre a riqueza de plântulas, de cipós, de ervas e de gramíneas. O maior aumento tanto em área basal como em densidade ocorreu com o tratamento de corte raso, sendo que a regeneração por sementes foi mais importante do que por rebrotas. No entanto, 47% dos tocos maiores que 2cm de diâmetro apresentaram rebrotas, respondendo por 19% da área basal.

Silva *et al.* (1995) encontraram taxa de crescimento de 4mm.ano⁻¹ após desbaste seletivo e de 2mm.ano⁻¹ na área não explorada, após oito anos, na Amazônia. A intensidade de exploração foi de 16 árvores por hectare, todas acima de 45cm de DAP, removendo 75m³.ha⁻¹. Constataram, também, que 13 anos após a intervenção as espécies pioneiras estavam ocupando os primeiros lugares em área basal, sendo que *Bixa arborea*, *Inga* sp e *Cecropia sciadophylla* foram as que mais se destacaram.

Estudos em florestas tropicais úmidas que enfatizaram padrões de crescimento indicaram incremento periódico anual (IPA) em volume de madeira nessas áreas variando de 2 a 4m³.ha⁻¹.ano⁻¹, na Ásia e de 5m³.ha⁻¹.ano⁻¹, na Amazônia brasileira, 10 anos após desbaste seletivo (da Silva *et al.*, 2002)

Através de um trabalho em floresta de terra firme na Amazônia brasileira, Wadsworth & Zweede (2006) verificaram que o desbaste de competidoras para liberação de árvores desejáveis aumentou o incremento em diâmetro em 20% e o rendimento de madeira de 25m³.ha⁻¹ na área controle, para 43m³.ha⁻¹, na área sob manejo, após 5,7 anos. A análise econômica dos resultados indicou que esse rendimento seria suficiente para pagar os custos da liberação, além de diminuir o tempo entre uma colheita e outra em 25%.

Esses estudos demonstram a relação entre o crescimento das árvores em função de intervenções silviculturais e enfatizam a importância dos estudos de manejo de florestas secundárias que visam acelerar o crescimento de árvores de espécies de valor comercial na floresta, como alternativa de uso do solo. Ajuda, portanto, na conservação desses ambientes pela geração de renda aos proprietários rurais.

2.4.4 – Mortalidade de árvores

Mortalidade de árvores é um assunto bastante discutido em trabalhos de dinâmica florestal, principalmente nas estimativas de tempo de retorno (turnover), que é a taxa na qual as árvores morrem e são substituídas (Richards, 1996). Essa taxa pode indicar o

clímax florestal, quando tanto o número de árvores quanto a fitomassa permanecem constantes ao longo do tempo, ou o contrário, que é quando esse equilíbrio não está ocorrendo (Richards, 1996).

O conhecimento das taxas de mortalidade é importante também nos estudos de crescimento e no relacionamento entre o desempenho das árvores e as condições ambientais locais (Lieberman *et al.*, 1985; Clark & Clark, 2000). Outros estudos relacionam a mortalidade de plantas a distúrbios naturais ou de origem antrópica nas florestas (Oliveira-Filho *et al.*, 1997; Bellingham & Tanner, 2000; Damasceno-Junior *et al.*, 2004; Werneck & Franceschinelli, 2004; Appolinário *et al.*, 2005; Busing, 2005; Chazdon *et al.*, 2005; King *et al.*, 2006), inclusive investigando associação com práticas silviculturais (Bertault & Sist 1997; Germing 2006; Pereira *et al.*, 2005; Forshed *et al.*, 2006; Coelho & Souza 2007).

A estimativa das taxas de mortalidade é abordada na literatura especialmente a respeito de comparações entre diferentes intervalos de tempo entre os censos, pois as taxas de mortalidade estimadas podem diminuir com o aumento do intervalo entre os censos, como uma consequência da heterogeneidade da população (Sheil *et al.*, 1995; Sheil & May, 1996; Kubo *et al.*, 2000; Lewis *et al.*, 2004). Além disso, árvores com maior potencial de mortalidade morrem mais rápido, levando a um aumento na proporção do grupo original representado pelas árvores com menor potencial de mortalidade, que dominarão a área ao longo do tempo. Isso faz com que diminua a estimativa da taxa de mortalidade da população em intervalos grandes de avaliação (Lewis *et al.*, 2004).

Alguns estudos sugerem ainda que a mortalidade tende a ser maior nas árvores pertencentes às maiores e menores classes de diâmetro. No primeiro caso, devido ao grande porte, idade e por estarem mais susceptíveis à influência dos agentes naturais, como ventos e deslizamentos de terras e no segundo, devido à competição no sub-bosque e por estarem sujeitas a danos físicos causados pela queda de árvores ou por partes delas (Felfili, 1995a; Batista & Maguire 1998; Rolin *et al.*, 1999; Gomes, *et al.*, 2003; Damasceno-Junior *et al.*, 2004; Busing, 2005; King *et al.*, 2006). A posição da espécie no contexto do processo de sucessão também é importante; espécies pioneiras tendem a apresentar maiores taxas de mortalidade, a qual tende a diminuir na proporção em que a floresta evolui para o seu clímax (Whitmore, 1989).

Geralmente a mortalidade está relacionada a distúrbios na floresta e estes, então, passam a representar um componente fundamental na manutenção dos padrões e processos da comunidade florestal (Lima *et al.*, 2008). A morte de árvores pode ser a causa ou a

conseqüência de distúrbios, influenciando as condições microambientais e as taxas de crescimento das árvores vizinhas, aumentando ou diminuindo a chance de morte de outras árvores (Werneck & Franceschinelli, 2004).

Com os distúrbios e a conseqüente morte de árvores, pode ocorrer a formação de clareiras, que atuam favoravelmente na sobrevivência das árvores, pois aumentam a disponibilidade de nutrientes, luz e o espaço disponível para o desenvolvimento das espécies, liberando-as da competição (Wadsworth & Zweede, 2006). Nesse caso, o próprio desbaste seletivo, ao diminuir a densidade da floresta, pode proporcionar aumento da sobrevivência das plantas remanescentes (Smith, 1986). Como já mencionado, essa intervenção visa realçar a regeneração e aumentar as taxas de recrutamento, estabelecimento e crescimento das árvores, ou mesmo a melhoria da qualidade comercial da floresta (Pinard *et al.*, 1999).

2.4.5 – Abertura no dossel e a regeneração natural

Luz é um fator crucial na determinação de processos ecológicos e fisiológicos importantes nas plantas, sendo sua disponibilidade um dos principais componentes do meio ambiente que influenciam o desenvolvimento da vegetação (Denslow *et al.*, 1990). A baixa disponibilidade desse fator reduz o vigor e limita o crescimento dos vegetais, assim como o seu excesso pode causar dessecação e morte dos vegetais (Swaine & Whitmore, 1988).

Em um estudo feito em floresta de galeria no Brasil Central, Felfili (1997b) verificou que a estrutura da regeneração natural foi caracterizada pela ocorrência de muitas espécies com baixas densidades de indivíduos, similarmente à estrutura da população adulta. Mas, apesar das variações anuais nas densidades de indivíduos, a proporção de arvoretas para plântulas permaneceu entre 25 e 30% durante os seis anos de duração do estudo. Quase todas as espécies presentes como árvores estiveram representadas por plântulas e arvoretas em algum momento do estudo. No entanto, algumas espécies importantes como adultas não apresentaram estoque suficiente, na regeneração natural, para manter sua posição fitossociológica futura na floresta. Outras espécies tidas como raras na fase adulta, apresentaram grandes quantidades de plântulas, podendo a sua população adulta aumentar no futuro. A autora afirmou que essa dinâmica de regeneração natural parece similar à de outras florestas de galeria e que o padrão de distribuição espacial da regeneração natural pode estar relacionado a condições ambientais, como a distância ao curso d'água e às bordas da floresta.

Nessa mesma mata, após 13 anos, Oliveira & Felfili (2005) constataram novamente que a grande maioria das espécies estava presente em todos os estratos da sucessão e mantiveram a proporção de arvoretas para plântula em 30%, apesar de terem ocorrido reduções nas populações de algumas espécies, que poderiam estar associadas ao fechamento do dossel. Além disso, os autores não detectaram distinção entre grupos de espécies em regeneração e os ambientes de borda e de interior da mata, ficando estas restritas ao gradiente de umidade.

Felfili *et al.* (2001) pesquisaram o comportamento de 13 espécies florestais que ocorrem em florestas de galeria do Brasil Central em um gradiente de luz que variava de pleno sol a 90% de sombra e observaram que todas as espécies investiram mais em biomassa radicular nas condições menos sombreadas, apresentando maior relação raiz/parte aérea nas condições mais abertas (30% de sombra e pleno sol). Os autores consideraram essa resposta essencial para a sobrevivência das espécies no campo, em virtude do clima sazonal da região e concluíram que as espécies de florestas de galeria aclimatam-se bem aos diferentes níveis de luz, porém desenvolvem-se melhor sob condições intermediárias, sendo de extrema importância a formação de clareiras e a exposição das plantas às bordas da floresta.

Ramos *et al.* (2004) analisaram o crescimento e a alocação de biomassa em plântulas de *Amburana cearensis*, em condições de viveiro, no Brasil Central e constataram que as mesmas desenvolveram-se melhor a pleno sol e a 50% de sombra, o que condiz com as variações na intensidade luminosa às quais a espécie está exposta no ambiente de floresta estacional. Além disso, o maior acúmulo de biomassa ocorreu no sistema radicular, fator positivo na seleção de espécies para ambientes sob intensa estacionalidade climática.

Já Engel & Poggiani (1990) estudando a influência do sombreamento no desenvolvimento dessa mesma espécie, *Amburana cearensis*, também em condições de viveiro no estado de São Paulo, encontraram resultados opostos. A espécie foi favorecida pelos níveis de sombra acima de 50%, pelo menos durante a fase inicial de crescimento, inclusive não foi capaz de se adaptar às condições de pleno sol, de maneira satisfatória, apresentando altas taxas de mortalidade nessa condição. No entanto, os autores confirmam a existência de outros experimentos com resultados contrários aos seus e afirmam que, dentro dessa espécie, pode haver a existência de diferentes ecótipos (variedades) adaptados a condições tão diversas, quanto seus ambientes de ocorrência natural, caatinga, floresta estacional e floresta pluvial atlântica.

O comportamento de *Myracrodruon urundeuva* Allem., espécie característica de florestas estacionais decíduas e semidecíduas (Silva & Scariot, 2004; Haidar, 2008; Pereira, 2008), sob diferentes regimes hídricos, no estado do Ceará, foi similar ao comumente associado às plantas submetidas a ambientes sujeitos a períodos prolongados de estiagem, maior acumulação de biomassa no sistema radicular na condição de maior déficit hídrico, priorizando a absorção de água e a menor perda por transpiração foliar (Figueirôa *et al.*, 2004)

Esses autores estudaram outras espécies e constataram que *Zeyheria tuberculosa* e *Handroanthus heptaphyllus*, duas espécies típicas de florestas estacionais, foram capazes de se adaptar a uma faixa de intensidade luminosa que variou de pleno sol a 80% de sombra, sem prejudicar seu crescimento. Constataram, também, que *Erythrina speciosa*, uma espécie comum em matas perturbadas, foi intolerante à sombra e desenvolveu-se melhor a pleno sol.

Rezende *et al.* (1998) estudaram o comportamento de *Cryptocaria aschersoniana* Mez., espécie típica das florestas de galeria do Distrito Federal, sob diferentes condições de sombreamento e encontraram que as plântulas expostas às condições de clareira (50% de sombra) e dossel fechado (90% de sombra) apresentaram os maiores crescimentos em altura e diâmetro, comparado às plantas completamente expostas ao sol.

Mesmo espécies típicas de cerrado também apresentam comportamento diferenciado com relação aos níveis de luz, na fase inicial do desenvolvimento. Ramos *et al.* (2002) verificaram que *Curatella americana* L. se desenvolveu melhor a pleno sol, apresentando maior acúmulo de biomassa nos órgãos subterrâneos. No entanto, apresentou maior crescimento em altura a 90% de sombra, o qual pode estar associado ao seu estiolamento em razão da ausência de luz.

McLaren & McDonald (2003c) avaliaram os efeitos da luz e da umidade do solo sobre o estabelecimento de plântulas em uma floresta estacional na Jamaica e encontraram que a sombra provocou efeito positivo e maior do que a irrigação sobre a germinação das sementes. A mortalidade das plântulas foi maior na estação seca e a pleno sol do que sob sombra parcial e total, onde ocorreu maior sobrevivência. A irrigação prolongou o crescimento de todos os indivíduos independentemente da sombra, sendo o maior diâmetro basal encontrado nas plântulas parcialmente sombreadas e a maior altura sob sombra densa. Altos níveis de luz durante a estação chuvosa aumentaram o crescimento, mas também aumentaram significativamente a mortalidade na estação seca. Isso confirmou que a germinação e o estabelecimento das espécies, em florestas estacionais, devem ocorrer

durante a estação úmida, quando a água está disponível, a irradiância é reduzida e a qualidade da luz, ao nível do solo, é modificada pela influência do dossel.

2.5 – PLANTAS INVASORAS

Em todo o mundo, os ecossistemas naturais estão sendo indiscriminadamente convertidos a diversos usos como agricultura, pecuária, urbanização, inundações para a construção de usinas hidroelétricas e industrialização. Como resultado formam-se paisagens onde a vegetação natural aparece fortemente fragmentada (Usher, 1987).

Com o processo de fragmentação várias espécies vegetais tendem a desaparecer, comprometendo o patrimônio genético e alterando os padrões de biodiversidade. No bioma cerrado, por exemplo, imensas áreas de vegetação nativa estão sendo transformadas rapidamente em áreas de produção agropecuária. Cerca de 50% da sua cobertura original já se encontra convertida em pastagens e lavouras, muitas das quais já sob a forma de áreas degradadas e abandonadas (Silva *et al.*, 2006). Dentre as fitofisionomias existentes nesse bioma, em termos proporcionais, as florestas semidecíduas têm sido muito mais afetadas por desmatamentos do que outros ecossistemas, que mesmo se comparada às taxas de desmatamento das florestas tropicais pluviais, essa situação ainda é verificada (Oliveira-Filho *et al.*, 1997).

Como consequência, a fragmentação causa a quebra da continuidade da distribuição original da vegetação, que além de reduzir o habitat disponível às plantas e animais silvestres, acrescenta bordas a uma paisagem até então contínua, o que altera grande parte do funcionamento dos ecossistemas (Andrén, 1994; Cerqueira *et al.*, 2005).

As consequências podem ser desde a invasão por espécies competidoras e oportunistas, que na maioria das vezes são exóticas ao ambiente, como gramíneas cultivadas em pastagens, ou mesmo espécies cultivadas próximas aos fragmentos, como soja, sorgo, algodão e milho; até mudanças na dinâmica e na estabilidade dos ecossistemas e mudanças genéticas, causadas pelo isolamento, podendo levar à extinção os ecossistemas (Usher, 1987; Kageyama *et al.*, 1998). Pode ocorrer também, quebra da dispersão de sementes, prejudicando o sucesso reprodutivo, aumento na abundância de espécies pioneiras em consequência da maior área sob insolação (efeito de borda), causando a substituição das espécies do interior por espécies mais comuns às bordas (Hobbs, 1987; Oliveira-Filho *et al.*, 1997; Scariot *et al.*, 2005).

Assim como nas florestas secundárias, geralmente nos fragmentos florestais a abundância de lianas aumenta, podendo atingir níveis onde os mecanismos de auto-

regulação do ecossistema ficam comprometidos e não são suficientes para evitar que a degradação se expanda (Engel *et al.*, 1998).

Rejmánek & Richardson, (1996) identificaram alguns fatores que estão diretamente relacionados com o potencial invasor das espécies vegetais, tornando-as mais competitivas. Foram eles: produção de sementes de pequeno tamanho em grande quantidade, com mecanismos de dispersão pelo vento; maturação precoce de frutos; produção de sementes com grande longevidade no solo; reprodução tanto por sementes quanto por rebrotas; florescimento e frutificação por longos períodos; crescimento rápido; e heliofilia.

A alelopatia e a ausência de inimigos naturais também estão relacionadas ao potencial invasor de algumas espécies (Ziller, 2001). Plantas exóticas invasoras tendem a produzir alterações nas propriedades ecológicas essenciais dos ecossistemas, alteram a ciclagem de nutrientes, a produtividade, a densidade de espécies, o porte da vegetação, a produção de serrapilheira e biomassa e suas taxas de decomposição, pela redução das populações de microrganismos no solo (Ziller, 2001).

Há até mesmo o risco de que as espécies invasoras produzam híbridos a partir de espécies nativas, desenvolvendo maior potencial invasor e colocando em risco as atividades econômicas ligadas ao uso dos recursos naturais (D'Antonio & Vitousek, 1992).

A interação entre as áreas remanescentes e as culturas agrícolas também causa distúrbios na área, o movimento de animais como o gado pisoteia a regeneração natural. A invasão por espécies cultivadas pode causar um efeito detrimental sobre a comunidade, devido à competição por água, luz e nutrientes, dificultando/impedindo a regeneração natural das espécies nativas. A aplicação de fertilizantes e pesticidas, muitas vezes transportados pelo vento para as áreas de vegetação nativa, pode alterar o comportamento das plantas e suas interações com o meio ambiente (Hobbs, 1987; Laurance, 1998).

Todos os processos que levam à fragmentação e à invasão dos ecossistemas por espécies exóticas iniciam-se na decisão dos proprietários de terras sobre o uso dos recursos naturais, com base em suas percepções do ambiente físico e biológico e de suas oportunidades e limites para o uso econômico da terra (Hobbs, 1987). Conseqüentemente, cada fragmento florestal é único e sua recuperação ou conservação dependerá da sensibilização da população local e dos proprietários rurais quanto à importância da cobertura florestal, além da identificação dos fatores de degradação e das alternativas sustentáveis para minimizar esse processo, recuperando-os e conservando a sua biodiversidade (Viana & Pinheiro, 1998).

O Turismo ou ecoturismo, com o estabelecimento de trilhas, assim como o aceiramento em unidades de conservação e áreas sob manejo, onde há abertura da vegetação nativa para dar lugar a caminhos e estradas, também oferecem oportunidade para o estabelecimento de espécies invasoras, como os capins braquiária (*Urochloa* spp.) e gordura (*Melinis minutiflora*) (Felfili, 1997a,b).

2.6 – REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTAS ESTACIONAIS

A regeneração natural em ambientes florestais ocorre segundo algumas fases ou estágios no ciclo de desenvolvimento das florestas. Na dinâmica florestal, a fase madura é representada por um dossel fechado, formado pelas espécies clímaxes dos estratos superiores da floresta. Quando as árvores tornam-se senescentes, morrem e caem, danificando algumas árvores menores e beneficiando outras, criam clareiras. Os espaços que representam essas clareiras ficam, então, completamente tomadas por herbáceas, lianas e árvores jovens e, na medida em que crescem e se desenvolvem restabelecem a fase madura (Richards, 1996). A regeneração pode ser definida, então, como a restauração da fitomassa nas clareiras florestais à medida que o dossel alcança a maturidade (Whitmore, 1991).

A origem das espécies colonizadoras pode ser o banco de sementes e de plântulas do solo e/ou as rebrotas de raízes e de troncos dos indivíduos sobreviventes à criação da clareira, ou daqueles no dossel adjacente, podendo a clareira ser fechada ainda, por rebrotas da própria árvore caída (Richards, 1996; Lima, 2005).

A regeneração, quando determinada pelo banco de sementes do solo, fica condicionada às probabilidades de chegada e sobrevivência das sementes em um determinado local. Provavelmente a chegada é determinada pelo modo de dispersão e a sobrevivência pela dormência e pelas interações de cada espécie com patógenos e predadores na floresta (Schupp *et al.*, 1989).

Independentemente do distúrbio que dá início à sucessão, morte de árvores mais velhas ou a queda de árvores por ventos ou por outras causas quaisquer, a regeneração será determinada pelos requerimentos por luz das espécies (Whitmore, 1989). Algumas espécies são heliófitas (intolerantes à sombra), desenvolvendo-se somente em ambientes de clareiras e outras são tolerantes à sombra e suas plântulas são capazes de sobreviver e alcançar a maturidade mesmo sob um dossel fechado (Richards, 1996; Swaine & Whitmore, 1988).

No entanto, naturalmente existe uma amplitude de sobrevivência das plântulas na sombra representada por um contínuo de tolerância e não por uma dicotomia entre espécies tolerantes e intolerantes, conforme discutido por Augspurger (1984) e Souza & Válio (2001).

Além do mais, espécies juvenis tolerantes à sombra que sobrevivem à formação de clareiras podem dominar a regeneração simplesmente por estarem lá no momento da formação da clareira, reduzindo a vantagem competitiva das espécies pioneiras (Felton *et al.*, 2006), podendo inclusive ser determinante na formação de florestas monodominantes (Marimon, 2005).

Em florestas estacionais tropicais, devido à sazonalidade da precipitação pluviométrica, a regeneração natural depende principalmente da disponibilidade de umidade no solo (McLaren & McDonald, 2003a, b; Lieberman & Li, 1992), o que afeta tanto os padrões de produção de sementes, quanto a germinação, a sobrevivência e o desenvolvimento das plântulas (Khurana & Singh, 2000). Nessas florestas estacionais, no entanto, predominam espécies anemocóricas (Vieira & Scariot, 2006a).

Os frutos da maioria das espécies anemocóricas amadurecem na estação seca e as sementes são dispersas ainda nessa estação até o início da estação chuvosa, quando a umidade é suficiente para a germinação das sementes e para o estabelecimento das plântulas (Singh & Singh, 1992). Já as espécies zoocóricas são dispersas, principalmente, durante a estação chuvosa e suas sementes podem permanecer dormentes no solo até o início da próxima estação chuvosa, procurando também maximizar as condições impostas pelo período favorável ao estabelecimento das plântulas, a estação chuvosa (Garwood, 1983).

Cabe destacar que atrasos nas primeiras chuvas e veranicos são importantes causas de mortalidade de plântulas (McLaren & McDonald, 2003a; Vieira & Scariot, 2006a, b). Há que se acrescentar que a umidade disponível para as sementes e plântulas não depende somente dos padrões de chuva, mas também das características físicas do solo, que podem até mesmo agravar o efeito da seca (Blain & Kellman, 1991; Brady & Weil, 2001).

No período chuvoso, o dossel das florestas estacionais se recupera das restrições impostas pela seca anterior e as plântulas emergentes experimentam uma mudança na intensidade e na qualidade da luz que chega ao sub-bosque (Khurana & Singh, 2000). Por outro lado, deciduidade de algumas ou da maioria das espécies de árvores durante a estação seca permite um aumento na irradiação solar, que na ausência de umidade, pode

causar dessecação de plântulas e sementes e aumentar as taxas de mortalidade, diminuindo o recrutamento (Gerhardt, 1996).

Nessas florestas, a dinâmica de clareiras pode não ser tão importante para a regeneração natural como em florestas tropicais pluviais, pois a sobrevivência de plântulas pode diminuir, mesmo para as espécies heliófitas, por causa das temperaturas extremas e pela baixa umidade do solo no período seco (McLaren & McDonald, 2003a, b, c). Nesse caso, a emergência, o estabelecimento e o crescimento das plântulas ficam sujeitos a uma alta heterogeneidade de irradiação solar, temperatura e umidade (Khurana & Singh, 2000).

Discute-se, ainda, que nessas florestas as plantas não poderiam ter aclimação simultânea à seca e à sombra por causa de *tradeoffs* fisiológicos. Como resultado, é esperado que o impacto da seca seja relativamente forte sob alta irradiação, fraco sobre sombra moderada e forte em condições de alto sombreamento (Holmgren *et al.*, 1997; McLaren & McDonald, 2003c).

A estratégia do banco de sementes em florestas estacionais pode ajudar a evitar a alta mortalidade de plântulas provocada pela seca, fogo, predação ou patógenos, aumentando a probabilidade de recrutamento através da germinação, em resposta a condições favoráveis (Marod *et al.*, 2002). Em contrapartida, a falta de sementes no solo, a predação de sementes e de plântulas, a competição entre plantas, a falta de nutrientes e a compactação do solo, podem tornar a regeneração natural mais lenta (Cubiña & Aide, 2001).

Em consequência dessa menor probabilidade de estabelecimento via sementes em função dos efeitos da sazonalidade climática, a habilidade em rebrotar torna-se o mecanismo de regeneração mais comum e mais importante nas florestas estacionais tropicais. Isto ocorre, principalmente, porque as bases dos troncos das árvores caídas ou danificadas ficam menos sujeitas à decomposição, favorecendo a brotação e facilitando a regeneração, por eliminar o estágio de vida mais vulnerável à predação, dessecação e sobrevivência. O processo de regeneração inicia-se, então, a partir de órgãos mais vigorosos - os brotos (Kammesheidt, 1999).

A brotação de troncos de árvores pode causar um impacto significativo sobre as populações de plantas, reduzindo a taxa de retorno (turnover), minimizando os efeitos de distúrbios e a dependência de sementes para a manutenção da população (Bond & Midgley, 2001). Mas as espécies perdem a habilidade de brotar após uma seqüência de distúrbios, como a passagem do fogo ou a passagem intensiva de tratores e máquinas agrícolas. Além disso, algumas espécies apresentam baixo ou nenhum potencial para brotar

(Uhl *et al.*, 1988). Lieberman & Li (1992), por exemplo, estudaram o recrutamento de plântulas em uma floresta estacionalmente seca em Gana e verificaram que a brotação aumentou progressivamente durante a estação úmida, alcançando o pico no final desse período.

3 – ÁREA DE ESTUDO

3.1 – LOCALIZAÇÃO

O município de Pirenópolis localiza-se no Estado de Goiás, na latitude 15°51'09" sul e longitude 48°57'33" oeste, estando a uma altitude média de 770 metros acima do nível do mar. O município está incluído na mesorregião do Leste Goiano e na microrregião do entorno do Distrito Federal (IBGE, 2000), conforme mostrado na Figura 3.1.

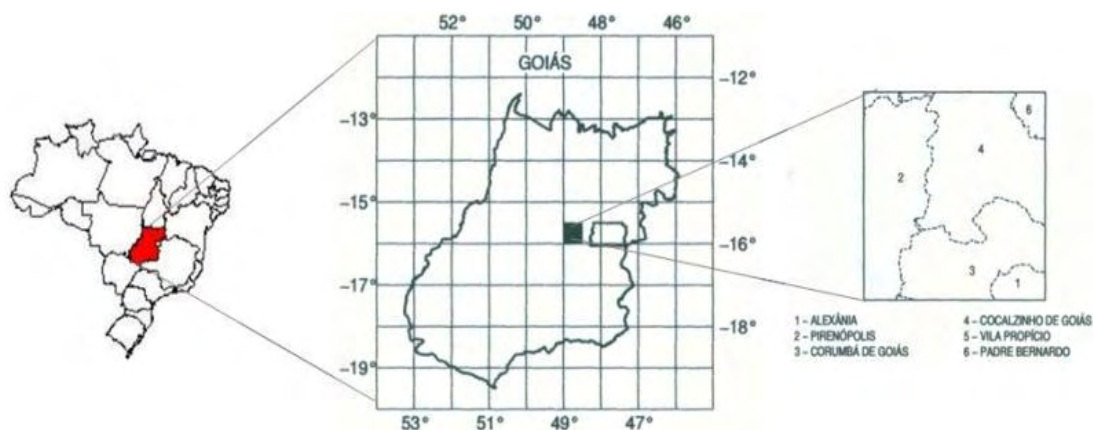


Figura 3.1. Localização do Estado de Goiás, no Brasil, e do município de Pirenópolis, no Estado de Goiás, destacando a Divisão Político-Administrativa representada na Carta Topográfica MI 2213, onde encontra-se Pirenópolis. Fonte: DSG, 2002.

3.2 – CLIMA

O Estado de Goiás caracteriza-se por ter um clima quente, variando de úmido a semi-árido, com até cinco meses de seca (Nimer, 1989). Segundo a classificação de Köppen, o clima na região de Pirenópolis, GO, enquadra-se no tipo Aw, característico dos climas úmidos tropicais (A), com duas estações bem definidas: seca no inverno e úmida no verão (w), com transições mais próximas nos períodos que estão findando (Nimer, 1989). A temperatura média anual no município de Pirenópolis é de 22°C, variando de 16°C a 34°C e a precipitação média anual é de 1800mm, com um período de estiagem que vai de maio a agosto (INMET, 2006).

3.3 – VEGETAÇÃO

O Estado de Goiás está inserido no bioma Cerrado e nesse estado se encontra quase 17% dos dois milhões de quilômetros quadrados do bioma Cerrado (GeoGoiás, 2002).

A região de Pirenópolis é composta por diferentes ecossistemas do Cerrado: cerrado *sensu stricto*, cerradão, florestas ciliares, florestas de galeria e florestas semidecíduais (IBGE, 2004b). Este trabalho foi realizado em uma floresta sob relevo ondulado (mata de encosta) (Figura 3.2), caracterizada como floresta estacional semidecídua secundária, bordeando uma floresta de galeria sob influência do córrego Grota da Mina em um extremo e um cerrado *sensu stricto* no outro, nas porções mais altas do relevo.



Figura 3.2. Floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo. Encosta do morro (a) e sub-bosque (b), na estação chuvosa, na Fazenda Vagafogo, em Pirenópolis, Goiás. Fotos: Fábio Venturoli.

3.4 – SOLO

Segundo o Mapa de Solos do Brasil, os solos predominantes na região de Pirenópolis são do tipo Neossolo Litólico, (+RL 12) (IBGE 2001). São solos com horizonte A ou O hístico com menos de 40cm de espessura, assentado diretamente sobre a rocha ou sobre um horizonte C ou Cr ou sobre material com 90% (por volume), ou mais de sua massa constituída por fragmentos de rocha com diâmetro maior que 2mm (cascalhos, calhaus e matacões) e que apresentam um contato lítico dentro de 50cm da superfície do solo. Admite um horizonte B, em início de formação cuja espessura não satisfaz a qualquer tipo de horizonte B diagnóstico (Embrapa, 1999).

Estes solos são considerados como Entisols na *Soil Taxonomy*, sistema de classificação de solos desenvolvido nos Estados Unidos e amplamente utilizado por pedólogos em todo o mundo (Brady & Weil, 2001). A Figura 3.3 destaca a presença das rochas calcárias na superfície do terreno sob a floresta semidecídua estudada.



Figura 3.3. Presença de rochas calcárias na superfície do solo, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, na Fazenda Vagafogo, em Pirenópolis, Goiás. Fotos: Fábio Venturoli.

3.5 – ASPECTOS SÓCIO-ECONÔMICO-AMBIENTAIS

3.5.1 – Município de Pirenópolis

O município de Pirenópolis possui uma área de pouco mais de 2.100km², com atividades econômicas concentradas principalmente na mineração, extração de Quartzito Micáceo (pedra para pisos e revestimentos) e na agropecuária, criação de gado para corte e produção leiteira, fruticultura (abacaxi, maracujá, limão etc.), agricultura (arroz, cana de açúcar, milho, seringueira etc.), eqüino e suinocultura (IBGE, 2004a; IBGE, 2005). As atividades de turismo também movimentam a economia através do turismo de lazer, esportivo, histórico e de eventos. No entanto, são poucas as atividades relacionadas à silvicultura ou visando a exploração sustentável dos recursos florestais da região (IBGE, 2000; IBGE, 2004a; IBGE, 2005).

A população total do município de acordo com o censo demográfico do ano 2000 (IBGE, 2004c) é de 21.245 habitantes, considerando-se somente as pessoas residentes com mais de 10 anos de idade são 17.138 habitantes, 8.871 homens e 8.267 mulheres. Destes, os homens que possuem renda mensal são 6.508 e as mulheres são 3.575. A renda mensal média no município é de R\$381,65 (homens R\$428,96 e mulheres R\$295,52). Possuem renda de até um salário mínimo 43% da população, de até três salários mínimos 82%, e somente 0,8% da população possui renda mensal acima de 20 salários mínimos. Quanto à escolaridade, 14% da população possuem apenas um ano de estudo, 23% de um a três anos, 38% de quatro a oito anos, 11% de oito a 11 anos, 12% de 11 a 14 anos e cerca de 2% possuem mais de 15 anos de estudo (IBGE, 2004c).

3.5.2 – Fazenda Vagafogo

A Fazenda Vagafogo está localizada no Município de Pirenópolis – GO, limita-se ao norte e a oeste com o rio Vagafogo e a leste e sul com outras propriedades particulares, possui 46 hectares e constitui-se, em parte, 17,76 hectares, uma Unidade de Conservação da categoria Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN, denominada Santuário de Vida Silvestre Vagafogo (Funatura, 1990). Pertencente ao grupo das Unidades de Conservação de Uso Sustentável, cujo objetivo básico, de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela de seus recursos naturais (Brasil, 2003).

A RPPN foi criada em 1990, sendo a primeira do Estado de Goiás e uma das seis primeiras do Brasil (IBAMA, 2006). Está localizada aos pés da Serra do Pedro e mantém intacta uma área de floresta úmida, sob influência do rio Vagafogo, com espécies arbóreas de grande porte, além de uma grande biodiversidade de fauna e flora (Vagafogo, 2007). Essa floresta abrange a maior parte da fazenda, estendendo-se pela encosta do Morro do Frot, onde faz a transição para uma floresta semidecídua, estendendo até o seu cume, onde aparece o cerrado *sensu stricto*.

A divisão da propriedade entre o Santuário de Vida Silvestre e a Fazenda, com a localização da floresta semidecídua em estudo é mostrada na Figura 3.4.

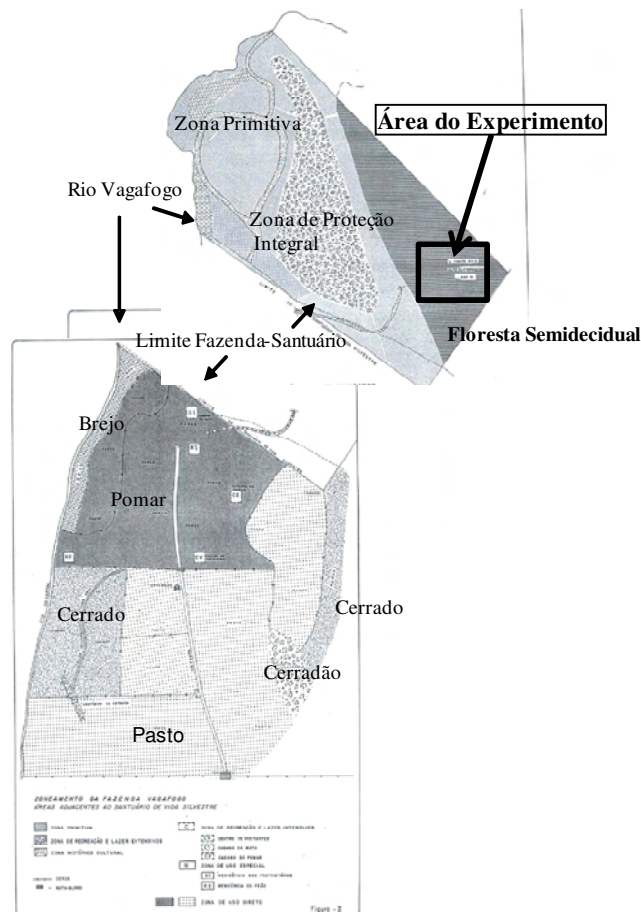


Figura 3.4. Croqui da propriedade rural, com a delimitação da Fazenda Vagafogo e do Santuário de Vida Silvestre – RPPN. Destaque para a floresta estacional semidecídua em estudo próxima ao ponto mais alto da propriedade, onde encontra o cerrado *sensu stricto*. Em Pirenópolis, Goiás. Adaptado de Funatura (1990).

Em março de 1992 após desenvolver um plano de manejo ambiental em convênio com a Funatura (Fundação Pró-Natureza) que permitiu a identificação da fauna, flora, geografia, geologia e hidrografia local, a propriedade abriu as portas para a visitação turística. Atualmente durante todo o ano a fazenda recebe a visitação de turistas e estudantes, principalmente de escolas de Brasília e de Goiânia, como parte de um programa de educação ambiental onde os visitantes podem ver e identificar *in loco* a vegetação nativa e aprender um pouco sobre preservação ambiental, podendo ainda praticar esportes radicais sob a copa das árvores em ambientes de floresta, além de poder adquirir produtos elaborados na própria fazenda como doces, geléias, frutas cristalizadas, pães e biscoitos, além da tradicional castanha de baru torrada, especialidade da Fazenda (Vagafogo, 2007).

A missão da Vagafogo é conservar ambientes de Cerrado e promover a educação ambiental (Vagafogo, 2007), sendo apropriada à montagem de experimentos

demonstrativos, pois a presença de visitantes amplia significativamente a abordagem do estudo, contribuindo para o melhor aproveitamento e aplicação dos resultados obtidos.

Esta pesquisa, portanto, pode servir de modelo para a difusão dessas técnicas de manejo de capoeiras na região, contribuindo com o desenvolvimento sustentável local, pois o sucesso é melhor alcançado quando satisfaz os critérios de continuidade e difusão, aliados às externalidades (Ffolliott *et al.*, 1995).

4 – MANEJO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA, EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS

4.1 – INTRODUÇÃO

O manejo de florestas objetiva, basicamente, encontrar equilíbrio entre produção e manutenção das funções ecológicas do ecossistema florestal e fundamenta-se na produção contínua e sustentada dos recursos ao longo do tempo (Wakeel *et al.*, 2005).

A prática do manejo florestal requer decisões que considerem os compromissos de trocas (*tradeoffs*) entre a maximização da produção de madeira e reduzir os impactos negativos sobre a integridade biológica da floresta (Pinard *et al.*, 1999), criando assim, uma perspectiva de conservação, pela extração seletiva de madeira, ao mesmo tempo de ativação da regeneração natural e da aceleração do crescimento das árvores já existentes (Chazdon, 1998).

Na aplicação de planos de manejo, a compreensão da dinâmica florestal e das respostas da floresta a intervenções surge como instrumento fundamental para planejar os métodos silviculturais e aperfeiçoar as estimativas sobre os ciclos de corte e a produção de madeira (MacKinnon *et al.*, 1992; da Silva *et al.*, 2002; Zanetti, 2007). Para tanto, estudos em nível de populações são essenciais, pois em ambientes tropicais, em geral, o número de espécies é elevado e a distribuição é desigual, com poucas espécies contendo muitos indivíduos e um grande número de espécies contendo um número reduzido destes, sendo consideradas localmente raras (Felfili & Felfili 2001; Felfili *et al.*, 2001; Felfili *et al.*, 2002; Andrade *et al.*, 2002) em cerrado *sensu stricto*, (Silva *et al.*, 1995; Marimon, 2005; Nappo *et al.*, 2000; Ivanauskas *et al.*, 1999; Silva *et al.*, 2004; Andrade & Rodal, 2004; Nascimento *et al.*, 2004; Silva & Scariot, 2004) em florestas estacionais e (Seabra *et al.*, 1991; Silva Júnior, 2004; Santiago *et al.*, 2005) em matas ripárias.

Além disso, as espécies possuem diferentes características silviculturais e ecológicas, o que dificulta os prognósticos de produção e manejo (Scolforo *et al.*, 1996), sendo poucas as informações sobre como as plantas crescem, seja em áreas intactas, seja em áreas exploradas ou em áreas sujeitas a regime de manejo. Desse modo, estudos de dinâmica florestal, que avaliam taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento das espécies, tornam-se necessários e fundamentais no ordenamento florestal e na composição de legislações e normas de exploração e manejo das florestas nativas.

A área basal da comunidade florestal pode refletir a densidade de indivíduos na floresta, já a altura das árvores que compõem o dossel pode ser relacionada a

características locais, como fertilidade do solo e umidade (Oedekoven, 1968) e ambas indicam o uso dos recursos disponíveis no sítio (Ewel, 1993). Por esse motivo, desbastes seletivos em florestas tropicais, ao reduzir a densidade de indivíduos, reduzem também a competição por espaço, luz e nutrientes entre as árvores (Silva *et al.*, 2001), proporcionando crescimentos em altura e área basal das árvores remanescentes, até que a capacidade produtiva do sítio seja novamente atingida, quando haverá necessidade de intervir novamente.

Nesse sentido, diversas pesquisas são realizadas, principalmente, em florestas tropicais úmidas com o intuito de investigar o crescimento das árvores em relação ao aumento na disponibilidade de recursos (Clearwater *et al.*, 1999; Costa *et al.*, 2001; Gerwing, 2001; Silva *et al.*, 2001; Pariona *et al.*, 2003; Grogan *et al.*, 2005; D'Oliveira & Braz, 2006; Wadsworth & Zweede, 2006).

A dinâmica e a sucessão florestal relacionam-se também a distúrbios na floresta e estes, podem ocasionar a formação de clareiras que atuam a favor da sobrevivência das espécies aumentando a disponibilidade de recursos (nutrientes, luz e espaço) para as plantas, liberando-as da competição (Wadsworth & Zweede, 2006). Desbastes seletivos na floresta podem também atuar como distúrbios, aumentando a sobrevivência e o crescimento das plantas remanescentes (Smith, 1986).

Por outro lado, as mudanças causadas no ambiente, devido aos distúrbios ou intervenções silviculturais, podem surtir efeito contrário, aumentando a mortalidade de espécies que não suportam a nova condição ambiental, com o aumento na intensidade de radiação solar incidente que pode elevar a temperatura e diminuir a umidade do solo (Wadsworth & Zweede, 2006).

As florestas tropicais em sucessão secundária são bastante produtivas (Brown & Lugo, 1990) e, geralmente, contêm espécies de rápido crescimento, com madeiras de boa qualidade, bem aceitas no mercado madeireiro e podem oferecer produtos não-madeireiros como frutos, plantas medicinais e ornamentais, forragens e pasto apícola. O manejo dessas florestas torna-se, então, uma alternativa importante para diminuir a pressão de desmatamento sobre as florestas ainda existentes, além de desempenhar relevante papel ecológico, pois contribui na fixação de carbono da atmosfera, na melhoria das condições ambientais e na restituição da fertilidade dos solos, oferecendo benefícios hidrológicos e de manutenção da biodiversidade (Oliveira & Silva, 2001). Além disso, pode aumentar ou mesmo garantir o fluxo gênico animal e vegetal, ao funcionarem como corredores ecológicos e meio para manutenção de habitats.

As florestas secundárias muitas vezes estão localizadas próximas a áreas urbanas e são compostas por espécies de rápido crescimento, o que, aliado ao desenvolvimento de novas tecnologias na indústria de processamento de produtos florestais, com o aproveitamento integral da árvore, independente da categoria de uso, pode torná-las mais atrativas e competitivas com outros usos da terra, favorecendo a conservação, através do manejo florestal, pelo fornecimento de renda aos proprietários rurais (Brown & Lugo, 1990; Ferreira & Neto, 2001).

Nesse sentido, o objetivo deste capítulo foi estimar parâmetros de sobrevivência e de crescimento de árvores selecionadas como desejáveis, em uma área de floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Primeiramente buscou-se por padrões na dinâmica dessa vegetação, inclusive em nível de populações, em relação a quatro diferentes tratamentos silviculturais de impacto reduzido. Em seguida foi avaliada a eficiência dos tratamentos na manutenção da floresta, comparando-os e verificando a eficácia das intervenções silviculturais, em relação às taxas de mortalidade e de crescimento das espécies.

Ao aplicar intervenções silviculturais de impacto reduzido, este trabalho partiu da seguinte hipótese “Tratamentos silviculturais de liberação de árvores desejáveis provocam aumento nas taxas de crescimento das árvores sem incrementar a mortalidade”.

4.2 – MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em abril de 2003 na Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN Vagafogo, em Pirenópolis, Goiás, no âmbito do projeto Conservação e Manejo da Biodiversidade do Bioma Cerrado – CMBBC. A descrição detalhada da área de estudo está no capítulo 3.

4.2.1 – Inventário florestal

Em abril de 2003, foram instaladas 16 parcelas de 25 x 30m adjacentes umas às outras, respeitando-se uma distância de 60m da floresta úmida sob influência do córrego da Grota da Mina, em direção a relevos mais altos sob influência de cerrado *sensu stricto*, seguindo a relevos mais baixos em ambiente de mata sob menor influência ripária.

Inicialmente foram identificados todos os indivíduos que apresentavam circunferências à altura do peito ($\pm 1,30$ m de altura) maiores do que nove centímetros, ou seja, CAP > 9cm. Foram considerados os indivíduos presentes em uma subparcela de 5 x 30m, localizada na parte superior de cada uma das parcelas de 25 x 30m. Esses dados

foram utilizados para realizar os estudos fitossociológicos na área, quando foram encontradas 80 espécies em 36 famílias, denotando uma grande riqueza florística. Os resultados desse estudo encontram-se em Fagg *et al.* (2004).

Nas parcelas de 25 x 30m, as árvores foram classificadas em desejáveis ou indesejáveis, qualificando como desejáveis as árvores com fuste retilíneo, copa bem formada, ausência de galhos, aparentemente sadias (sem ocos e sem sinais de microrganismos decompositores ou de insetos xilófagos); e com reconhecido valor econômico, como aquelas produtoras de madeira, frutos, resinas e outros produtos utilizáveis pelo homem. Foram também consideradas desejáveis, as árvores de espécies com valor ecológico, aquelas de importância mais evidente para a alimentação da fauna silvestre. No Apêndice A é apresentada uma tabela com as espécies das árvores que foram selecionadas como desejáveis na floresta em estudo, juntamente com as categorias de uso comercial principal de cada espécie. Os Índices de Valor de Importância (IVI) das espécies no local são apresentados no Apêndice B.

As árvores desejáveis que possuíam CAP > 9cm, além de identificadas, tiveram suas alturas totais (H) e circunferências à altura do peito (CAP) medidas, foram também plaqueteadas, com placas de alumínio de aproximadamente 3 x 3cm, que foram afixadas nas árvores com arame liso logo acima do ponto de medição da CAP e numeradas seqüencialmente, totalizando 2.670 árvores em 1,2ha (2.225 indivíduos.ha⁻¹).

As árvores indesejáveis localizadas dentro de um raio de um metro em relação a uma desejável foram marcadas com um círculo de fita crepe e posteriormente foram abatidas nos tratamentos 2, 3 e 4, descritos no item 4.2.2.2. Essas árvores indesejáveis foram selecionadas por defeitos no tronco, comprometimento de estado fitossanitário, pelo risco de queda iminente ou ainda por serem competidoras de menor valor comercial que estavam suprimindo as mais desejáveis.

A seguir, efetuou-se uma ordenação por Análise Correspondência Segmentada (*Detrended Correspondence Analysis* – DCA) (Kent & Coker, 1992), com o objetivo de espacializar os dados da vegetação, composição florística, expressos em uma matriz espécie por parcela (subparcela de 5x30m), sendo a densidade das espécies a variável de entrada, conforme recomendado por Kent & Coker (1992). Essa técnica ordena a variabilidade da vegetação em eixos relacionados a gradientes na vegetação que possivelmente são resultantes de gradientes ambientais (Kent & Coker, 1992). Como resultado obtém-se o arranjo das espécies e parcelas em um espaço bidimensional restrito,

de modo que as entidades semelhantes ficam próximas e as diferentes ficam distantes (Kent & Coker, 1992; Felfili *et al.*, 2007a).

4.2.2 – Delineamento experimental

Os resultados da ordenação permitiram propor o delineamento experimental em blocos casualizados e a definição das parcelas que compuseram cada bloco seguiu um gradiente de umidade compreendido entre a borda do córrego e a proximidade com o cerrado *sensu stricto*, claramente identificado na ordenação (Felfili *et al.*, 2005a), conforme a Figura 4.1.

Os autovalores dos eixos de ordenação foram considerados com relevância ecológica, representando 21,1% e 29,1% da variância total dos dados.

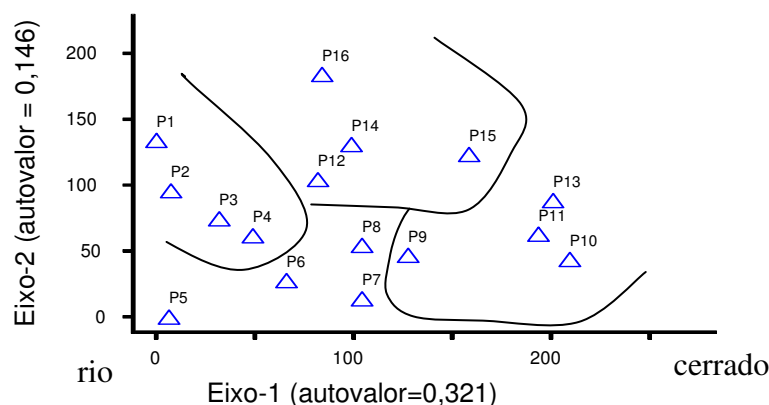


Figura 4.1. Ordenação das 16 parcelas do experimento (P1 a P16) pelo método DCA (*Detrended Correspondence Analysis*), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Cerrado e rio dividem o gradiente ambiental de influência ripária.

4.2.2.1 – Estabelecimento do delineamento experimental

O delineamento experimental em blocos casualizados permite retirar da análise de variância o efeito do gradiente de umidade identificado na ordenação, diminuindo o erro experimental e evitando tendências na comparação entre os tratamentos.

A blocagem ou controle local significa a existência de um subconjunto de parcelas homogêneas onde, sob aditividade, a diferença entre dois tratamentos é a mesma em cada bloco, isto é, o efeito de um tratamento é o mesmo em qualquer parcela do experimento e a diferença esperada entre duas observações dentro de um bloco seria, portanto, devido à

diferença entre seus respectivos tratamentos (Regazzi, 1991; Banzatto & Kronka, 1992; Zar, 1999).

Os quatro blocos perfizeram 1,2ha e foram instalados distantes pelo menos 60 metros da borda do córrego, conforme apresentado na Figura 4.2.



Figura 4.2. Imagem de satélite mostrando a área da floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Em destaque apresenta-se a disposição do delineamento experimental em blocos casualizados (B I a B IV), cobrindo o gradiente ambiental. Recorte de imagem do Google Earth (10/09/2008).

A distribuição dos blocos na floresta secundária ficou assim determinada:

- BLOCO I – mais próximo da mata sob influência do córrego Grota da Mina (\pm 60 metros), ambiente de maior influência ripária.
- BLOCO II – distante do córrego Grota da Mina (\pm 90 metros), ambiente sob menor influência ripária do que o bloco I.
- BLOCO III – menor influência ripária, maior distância do córrego e mais próximo ao cerrado *sensu stricto*.
- BLOCO IV – transição floresta-cerrado, ambiente mais seco.

Dessa forma, o bloco I conteve as parcelas 1, 2, 3 e 4; o bloco II as parcelas 5, 6, 7 e 8; o bloco III compreendeu as parcelas 12, 14, 15 e 16; e o bloco IV as parcelas 9, 10, 11 e 13.

4.2.2.2 – Tratamentos silviculturais

Após a realização do levantamento da vegetação e da definição de cada bloco, as parcelas experimentais de cada bloco (25 x 30m) foram aleatoriamente submetidas aos diferentes tratamentos.

Os tratamentos aplicados foram:

- TRATAMENTO 1 (T1) – testemunha.
- TRATAMENTO 2 (T2) – retirada de todas as espécies lenhosas em um raio de um metro (1m) em relação às árvores desejáveis.
- TRATAMENTO 3 (T3) – idem ao T2 mais retirada de cipós de grande porte em toda a parcela.
- TRATAMENTO 4 (T4) – idem ao T3 mais plantio de cinco (05) mudas de baru (*Dipteryx alata* Vogel) e cinco (05) mudas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Allemao), por parcela, com distância mínima de cinco metros (4m) entre as mudas, alternando as espécies.

A disposição de cada tratamento aplicado em cada parcela é apresentada na Figura 4.3.

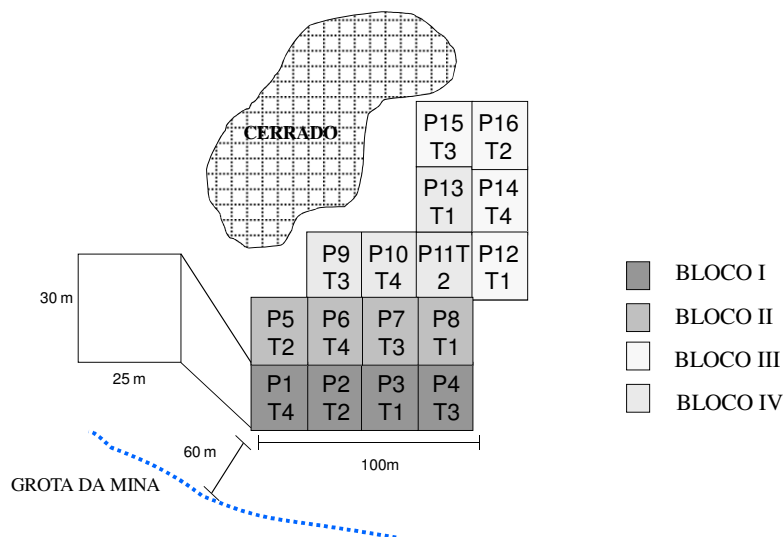


Figura 4.3. Disposição dos tratamentos silviculturais (T1 a T4, tratamentos de 1 a 4), nas parcelas do experimento (P1 a P16, parcelas de 1 a 16), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.

O abate das árvores indesejáveis e a retirada dos cipós, conforme pré-estabelecido em cada tratamento, foram realizados por uma equipe composta de um operador de motosserra e dois ajudantes, utilizando facão ou machado. A motosserra foi utilizada

somente em árvores com CAP superior a 30cm. Já a remoção foi realizada por três pessoas, sendo as toras deslocadas e carregadas manualmente para a parte mais baixa do terreno, onde foram empilhadas, conforme a Figura 4.4. Vale notar que esse procedimento foi realizado com estudo do direcionamento da queda das árvores e que a remoção foi feita por carregamento e não por arraste, buscando minimizar ao máximo os danos ao solo e à vegetação remanescente.



Figura 4.4. Parte do material lenhoso cortado na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, durante a aplicação dos tratamentos silviculturais. Foto: Fábio Venturoli.

Os tratamentos silviculturais sofreram manutenções periódicas semestrais de corte de cipós e rebrotas das árvores cortadas (indesejáveis). Além disso, foi feita uma aplicação de Cal Virgem Comum (Óxidos Anídeos de Cálcio e de Magnésio) nos tocos das árvores e dos cipós cortados com o objetivo de diminuir a reincidência de brotação, pois a cal ao reagir com a água libera calor que resseca e pode provocar queimaduras nos tecidos vivos das plantas, impedindo as rebrotas (FISPQ-Cal Virgem Comum).

4.2.3 – Dinâmica das espécies arbóreas

4.2.3.1 – Mortalidade das árvores desejáveis

A mortalidade das árvores desejáveis foi calculada segundo modelo logarítmico, amplamente utilizado em florestas tropicais (Lieberman *et al.*, 1985; Felfili, 1995a; Rolin *et al.*, 1999; Clark & Clark, 2000; Gomes *et al.*, 2003; Werneck & Franceschinelli, 2004), indicado para o cálculo de taxas de mortalidade (Sheil *et al.*, 1995; Kubo *et al.*, 2000). Esse modelo presume que cada indivíduo de uma população tem probabilidade igual e constante

de morrer a qualquer tempo, apresentando declínio exponencial (Sheil & May, 1996), conforme equação abaixo.

$$m = 100 \frac{(\log_e n_0 - \log_e n_1)}{t}$$

Equação (4.1)

Nessa equação, m é a taxa de mortalidade anual, \log_e é o logaritmo neperiano, n_0 e n_1 são o número de indivíduos na primeira e segunda avaliação, respectivamente, e t é o tempo em anos entre as duas avaliações.

Foi efetuada Análise de Variância – ANOVA – para a taxa de mortalidade das espécies no período, entre 2003, ano da primeira avaliação *versus* 2007, ano da segunda avaliação. Utilizou-se ANOVA depois de verificada a normalidade dos dados pelo teste de Shapiro-Wilk ($p=0,253$) e no caso de diferença no teste F, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 95% de probabilidade (Zar, 1999). Essas análises permitiram verificar a existência de um padrão comum de sobrevivência que estivesse associado aos tratamentos em cada ambiente (Snedecor & Cochran, 1967; Zar, 1999).

Em nível de populações, foram calculadas as taxas de mortalidade médias anuais das espécies, diferenciando-as quanto ao grupo ecológico e, quando possível, foram testadas pelo teste Mann-Whitney U, a 5% de probabilidade, em relação aos tratamentos.

Foi verificada a correlação entre a densidade das espécies e suas taxas de mortalidade, pelo coeficiente de correlação de Spearman, devido à falta de normalidade dos dados, sendo checadas as significâncias das correlações (Zar, 1999).

Posteriormente, foi analisada a distribuição da mortalidade das espécies em classes de diâmetro, verificando a associação com o tamanho das árvores e suas densidades. Além de testar a distribuição das árvores mortas *versus* as árvores mortas que continuavam em pé, pelo teste Kolmogorov-Smirnov, a 5% de probabilidade (Zar, 1999), verificando a distribuição ao longo das classes de diâmetro.

Foi verificada ainda, as mudanças ocorridas na estrutura da floresta devido à mortalidade das árvores, pelo teste Kolmogorov-Smirnov, a 5% de probabilidade (Zar, 1999), entre as distribuições dos indivíduos em classes de diâmetro.

4.2.3.2 – Área basal das árvores desejáveis

As medidas de circunferência à altura do peito das árvores desejáveis medidas em abril de 2003, na implantação do experimento, foram retomadas em dezembro de 2007,

seguindo os mesmos procedimentos e utilizando os mesmos equipamentos usados na primeira medição.

As áreas basais totais em cada tratamento, tanto em 2003 como em 2007, foram testadas por ANOVA, a 5% de probabilidade (Zar, 1999), seguindo o delineamento experimental, para verificar as diferenças logo após a aplicação dos tratamentos e quatro anos e oito meses mais tarde, identificando a influência dos tratamentos no desenvolvimento da área basal total das espécies e em relação aos tratamentos, principalmente ao tratamento 1 (testemunha).

Posteriormente as medianas dos incrementos periódicos anuais (IPA) em diâmetro (DAP) das espécies, por tratamento, foram dispostos em gráfico Box-plot e testados entre si e com o tratamento controle, pelo teste de Mann-Whitney U, a 5% de probabilidade (Zar, 1999).

A mediana foi utilizada por ser uma medida de tendência central que indica o centro de um conjunto de dados, sendo pouco sensível a valores extremos, ao contrário da média (Zar, 1999). Representa, portanto, uma posição intermediária do incremento das espécies com relação aos tratamentos.

Diagramas Box-plot com os incrementos em circunferência foram apresentados também para as espécies comuns aos quatro tratamentos, tentando verificar o efeito dos tratamentos no crescimento das árvores, sendo testados pelo teste Mann-Whitney U, a 5% de probabilidade.

Para verificar as espécies com melhores respostas em crescimento, em função dos tratamentos foram apresentados diagramas Box-plot das dez espécies mais abundantes na floresta, sendo os valores medianos dos incrementos periódicos anuais em diâmetro testados pelo teste Mann-Whitney U, a 5% de probabilidade (Zar, 1999).

Foram utilizadas as dez espécies mais abundantes por serem também espécies de ocorrência comum aos quatro tratamentos. Estas espécies representaram 30,3% do IVI (Índice de Valor de Importância no local (McCune & Grace, 2002), atingindo até o 14º posicionamento por este índice (Apêndice B).

4.2.3.3 – Altura das árvores desejáveis

Após quatro anos e oito meses da aplicação dos tratamentos, em dezembro de 2007, as alturas das árvores selecionadas como desejáveis no experimento foram medidas da mesma forma e utilizando os mesmos equipamentos usados na primeira medição. Foram

calculadas as alturas médias e medianas da floresta nos dois períodos, assim como, a média e mediana do incremento periódico anual (IPA) em altura das árvores desejáveis.

Como os valores dos incrementos das espécies não apresentaram distribuição normal (teste Shapiro-Wilk, $p < 0,00$) foram testados através das medianas, pelo teste Mann-Whitney U, a 5% de probabilidade (Zar, 1999), primeiramente entre os tratamentos e em seguida em nível de populações. A distribuição das alturas foi apresentada em gráfico Box-plot, como forma de caracterizar as alturas das árvores na floresta secundária, diferenciando os dois períodos de observação.

Para verificar a uniformidade da altura do dossel foram calculados os percentis das alturas, verificando o número de indivíduos por classe de altura. A distribuição do número de indivíduos por classe de altura foi testada entre 2003 *versus* 2007, por teste Kolmogorov-Smirnov, a 5% de probabilidade, verificando as mudanças ao longo do tempo.

Assim como nas análises de área basal, foram testadas as medianas dos incrementos periódicos anuais, entre tratamentos, pelo teste Mann-Whitney U, a 5% de probabilidade, das dez espécies mais abundantes e das espécies que apresentaram os maiores incrementos periódicos anuais em altura.

Foi apresentada ainda a distribuição dos incrementos periódicos anuais em altura por classe de diâmetro das árvores, verificando se as árvores com maiores crescimentos em altura também foram as que apresentaram os maiores crescimentos em diâmetro.

4.3 – RESULTADOS

Em agosto de 2005 foi verificado que o tratamento com a cal hidratada não impediu a rebrota nem de árvores, nem de cipós. Isso foi constatado pela alta reincidência de rebrotas nas espécies cortadas (Figura 4.5), o que gerou a necessidade de novas intervenções, que ocorreram semestralmente e mesmo assim, ao final do experimento ainda havia indivíduos rebrotando.



Figura 4.5. Presença de rebrotas em tocos de árvores e de cipós, cortados por ocasião da aplicação dos tratamentos silviculturais nas parcelas experimentais, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Fotos: Fábio Venturoli.

4.3.1 – Mortalidade das árvores desejáveis

Quatro anos e oito meses após a aplicação dos tratamentos, em dezembro de 2007, computou-se 4,16% de mortalidade para as árvores desejáveis (CAP>9cm), representando uma taxa de mortalidade média anual de 1,06% na floresta. Nesse período morreram 111 indivíduos pertencentes a 49 espécies, ou seja, 4,16% dos indivíduos de 34% das espécies apresentaram mortalidade.

Pela Análise de Variância, não foi verificada diferença estatística nas taxas de mortalidade médias anuais das espécies entre os tratamentos (ANOVA, $p>0,05$), de modo que os tratamentos possivelmente não influenciaram na mortalidade das espécies. Os dados apresentaram homogeneidade de variâncias (teste de Levene, $p>0,05$) e normalidade (teste Shapiro-Wilk, $p>0,05$).

As taxas de mortalidade médias anuais em cada tratamento foram de 1,09%.ano⁻¹ na testemunha; de 1,07%.ano⁻¹ no tratamento 2 (liberação de desejáveis); 1,35%.ano⁻¹ no tratamento 3 (liberação de desejáveis mais corte de cipós); e de 0,73%.ano⁻¹ no tratamento 4 (liberação de desejáveis mais corte de cipós e plantio de enriquecimento).

Também não houve associação entre a mortalidade das árvores desejáveis e os ambientes, seguindo o gradiente de umidade (ANOVA, $p>0,05$). Os dados apresentaram homogeneidade de variâncias (teste de Levene, $p>0,05$) e normalidade (teste Shapiro-Wilk, $p>0,05$).

As espécies que apresentaram as maiores taxas de mortalidade média anual foram: *Cecropia pachystachya* (10,1%), *Inga alba* (8,9%), *Vochysia haenkeana* (8,4%), *Aspidosperma macrocarpon* (7,1%), *Aloysia virgata* (7,1%), *Schefflera macrocarpa* (7,1%) e *Zanthoxylum rhoifolium* (7,1%). Por outro lado, as espécies que apresentaram as menores taxas de mortalidade anual foram: *Myrcia sellowiana* (0,2%), *Astronium*

fraxinifolium (0,4%), *Apuleia leiocarpa* (0,4%), *Protium heptaphyllum* (0,4%) *Erythroxylum daphnites* (0,4%) e *Copaifera langsdorffii* (0,4%) (Figura 4.6), além das outras 94 espécies que não apresentaram indivíduos mortos nesse período de quatro anos e oito meses.

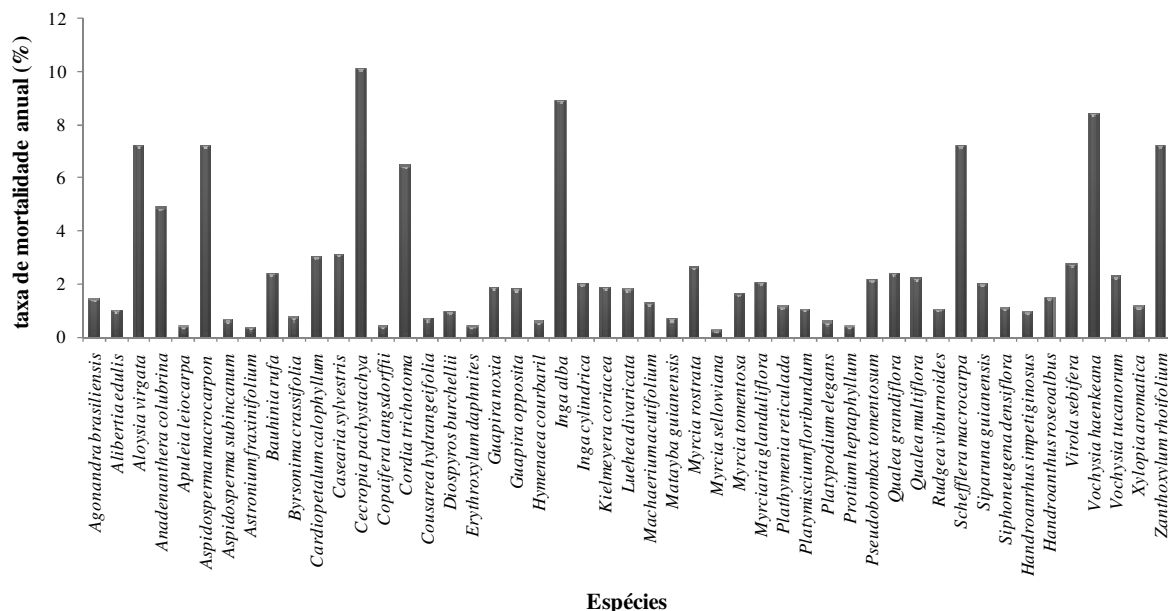


Figura 4.6. Taxa de mortalidade média anual das árvores desejáveis na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, após quatro anos e oito meses.

A correlação entre a densidade das espécies e suas taxas de mortalidade média anual foi considerada significativa ($p < 0,05$), sendo negativo o coeficiente de correlação de Spearman (r_s) ($r_s = -0,68$; $n = 49$).

Analisando a distribuição da mortalidade das árvores por classes de diâmetro verificou-se que 81% da mortalidade ocorreu nas duas menores classes (até 8,5cm de DAP), 90% ocorreu até a terceira classe de diâmetro (até 12,3cm de DAP) e 99% da mortalidade ocorreu até a quinta classe diamétrica (até 25cm de DAP). Sendo que, essas cinco primeiras classes de diâmetro (até 25cm de DAP) representaram 97,7% dos indivíduos da floresta (Figura 4.7).

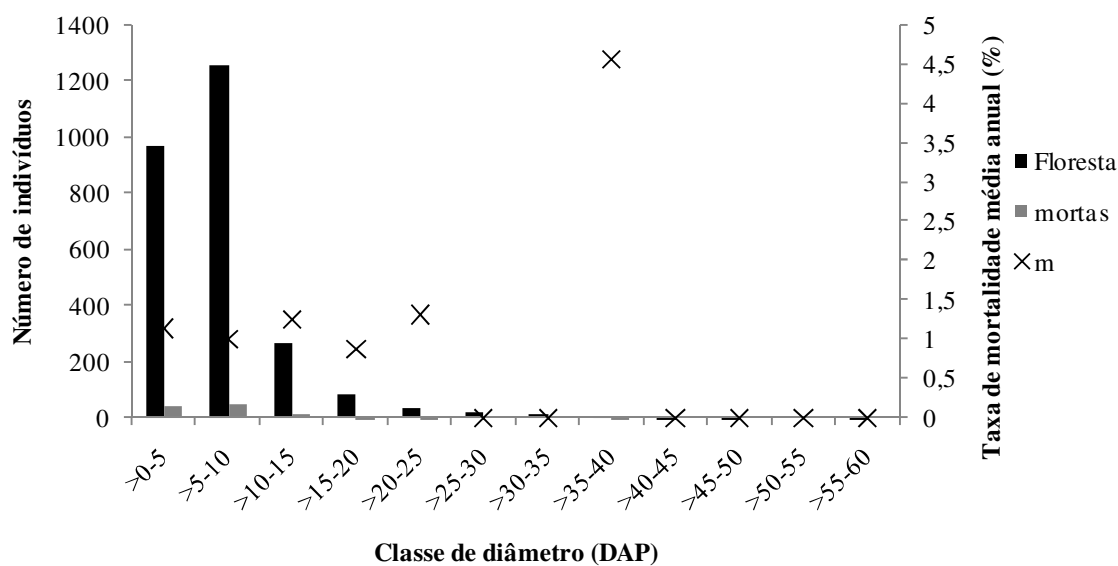


Figura 4.7. Distribuição em classes de diâmetro (DAP) do número de indivíduos da comunidade florestal (floresta), do número de indivíduos mortos (mortas) e das taxas de mortalidade médias anuais (m), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.

As árvores mortas que continuavam em pé em 2007, eram 36,9% das mortas e não houve diferença estatística entre as duas distribuições (mortas em pé *versus* total de mortas) (Kolmogorov-Smirnov, $p > 0,05$), indicando concentração das árvores mortas em pé também nas menores classes de diâmetro.

Nas maiores classes de diâmetros (acima de 35cm) foram verificados poucos indivíduos (4,1%) e a morte de um indivíduo resultou em alta taxa de mortalidade (4,6%), como observado entre 35cm e 40cm de diâmetro (Figura 4.7).

4.3.2 – Área basal das árvores desejáveis

No início do experimento, em 2003, a área basal total das árvores desejáveis nas parcelas (25 x 30m) era de $15,1\text{m}^2$ ($12,58\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) e após quatro e oito meses anos, em 2007, chegou a $18,73\text{m}^2$ ($15,60\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), um aumento de 24%. Esse resultado demonstrou um ganho significativo em área basal na floresta durante esse período, apesar da diminuição no número de indivíduos em 4,16%, como verificado na análise das taxas de mortalidade das árvores desejáveis.

Seguindo o delineamento experimental em blocos casualizados, em 2003, a área basal total em cada tratamento foi testada por ANOVA e não foi verificada diferença estatística entre os tratamentos ($p = 0,053$), ao contrário de 2007 ($p = 0,025$). No entanto, o teste Tukey apontou diferenças estatísticas na área basal média dos tratamentos entre todos

os tratamentos, nas duas ocasiões de avaliação, tanto em 2003 como em 2007. A normalidade dos valores das áreas basais e a homogeneidade de variâncias foram checadas pelos testes Shapiro-Wilk ($p=0,53$ em 2003; $p=0,57$ em 2007) e Levene ($p=0,68$), respectivamente.

A Figura 4.8 mostra a evolução das áreas basais totais em cada tratamento entre as duas avaliações (2003 e 2007).

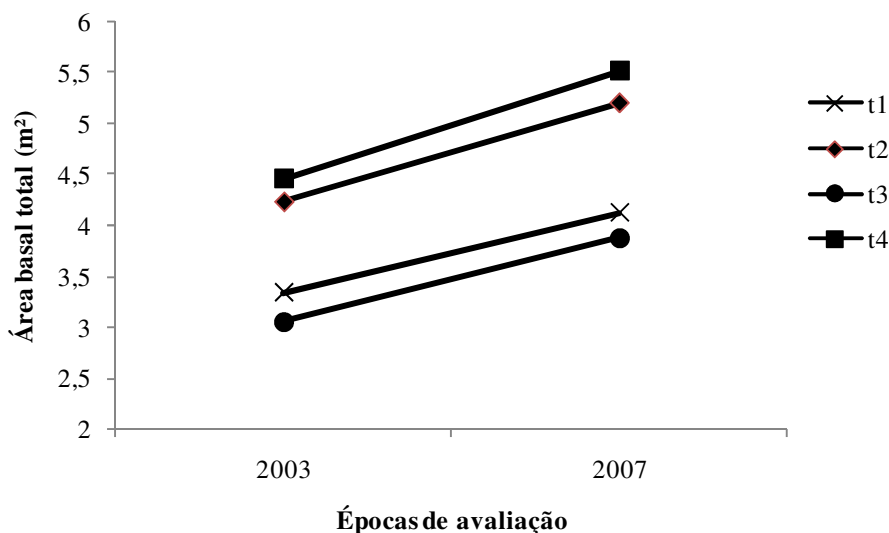


Figura 4.8. Evolução da área basal na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, em relação aos quatro tratamentos silviculturais, de 1 a 4 (t1 a t4, como indicado na legenda) e épocas de avaliação (2003 e 2007). A área em cada tratamento totalizou 3.000m².

Pelo teste qui-quadrado, verificou-se também que não houve diferença na densidade de indivíduos entre os tratamentos (χ^2 , $p<0,05$), nem entre cada tratamento de intervenção silvicultural (tratamentos 2, 3 e 4) *versus* o tratamento testemunha (tratamento 1) (χ^2 , $p<0,05$). Em 2007 havia 683 indivíduos selecionados como desejáveis no tratamento 1 (2.276ind.ha⁻¹), no tratamento 2: 618 (2.060ind.ha⁻¹), no tratamento 3: 619 (2060ind.ha⁻¹) e no tratamento 4: 639 (2130ind.ha⁻¹), totalizando 2559 indivíduos (2.132ind.ha⁻¹).

4.3.3 – Incrementos diamétricos das árvores desejáveis

O incremento periódico anual em diâmetro na floresta foi de 0,32cm.ano⁻¹. Já entre os tratamentos, os incrementos em diâmetro foram de 1,16cm (0,29cm.ano⁻¹) na testemunha (tratamento 1), 1,28cm (0,32cm.ano⁻¹) no tratamento de liberação de desejáveis (tratamento 2), 1,35cm (0,33cm.ano⁻¹) no tratamento de liberação de desejáveis mais corte de cipós (tratamento 3) e de 1,44cm (0,36cm.ano⁻¹) no tratamento de liberação de desejáveis mais corte de cipós e plantio (tratamento 4).

Por ser a média muito sensível a valores extremos e devido aos altos valores dos coeficientes de variação dos incrementos, iguais a 80% na testemunha (tratamento 1), a 84% no tratamento 2 (liberação de desejáveis), a 75% no tratamento 3 (liberação de desejáveis mais corte de cipós) e a 74% no tratamento 4 (liberação mais corte de cipós e plantio), foi utilizada a mediana dos incrementos em diâmetro nos testes estatísticos de comparações entre os tratamentos.

O teste utilizado foi o Mann-Whitney U, por não haver distribuição normal nos incrementos [teste Shapiro-Wilk ($p < 0,001$)]. Foi verificada diferenças nos incrementos em diâmetro das espécies entre a testemunha (tratamento 1) e os demais tratamentos (2, 3 e 4) ($p < 0,05$), e também entre os tratamentos 2 (liberação de desejável) e tratamento 4 (liberação mais corte de cipós e plantio) ($p < 0,05$).

Os incrementos medianos anuais em diâmetro das espécies, nas parcelas sob tratamentos silviculturais, acompanharam as intensidades das intervenções, sendo maiores nos tratamentos de maior intensidade de intervenções (tratamentos 3 e 4). Em relação à testemunha (tratamento 1), que apresentou o menor incremento diamétrico mediano entre os tratamentos: $0,26\text{cm.ano}^{-1}$, o tratamento de liberação de desejáveis (tratamento 2) apresentou mediana 6% maior, atingindo $0,27\text{cm.ano}^{-1}$. No tratamento de liberação mais corte de cipós (tratamento 3) a mediana foi 15% maior que na testemunha, atingindo $0,30\text{cm.ano}^{-1}$; e no tratamento de liberação de desejáveis mais corte de cipós e plantio (tratamento 4) a mediana do incremento diamétrico foi 21% maior que a encontrada na testemunha, chegando a $0,31\text{cm.ano}^{-1}$ (Figura 4.9). O incremento diamétrico mediano na comunidade foi de $0,28\text{cm.ano}^{-1}$.

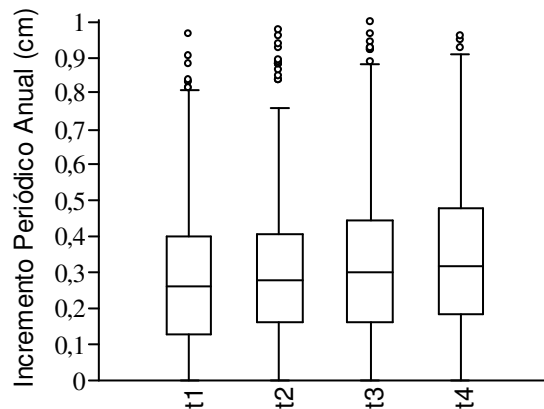


Figura 4.9. Incrementos periódicos anuais (IPA) em diâmetro das árvores desejáveis, em cada tratamento silvicultural, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás (t1 a t4 = tratamentos, de 1 a 4; círculos representam *outliers*).

Em relação às dez espécies mais abundantes na floresta, em função dos tratamentos silviculturais, foi observado que praticamente todas as espécies apresentaram os menores valores de incrementos medianos no tratamento 1 (testemunha), com exceção de *Hymenaea courbaril* e *Astronium fraxinifolium* que apresentaram as medianas dos incrementos diamétricos anuais mais baixas nos tratamentos de liberação de desejáveis (tratamento 2) e de liberação de desejáveis mais corte de cipós (tratamento 3), respectivamente (Figura 4.10). Verificou-se ainda diferenças estatísticas nos incrementos medianos dessas espécies entre os tratamentos (teste Mann-Whitney U, a 5% de probabilidade, $p < 0,05$) (Figura 4.10).

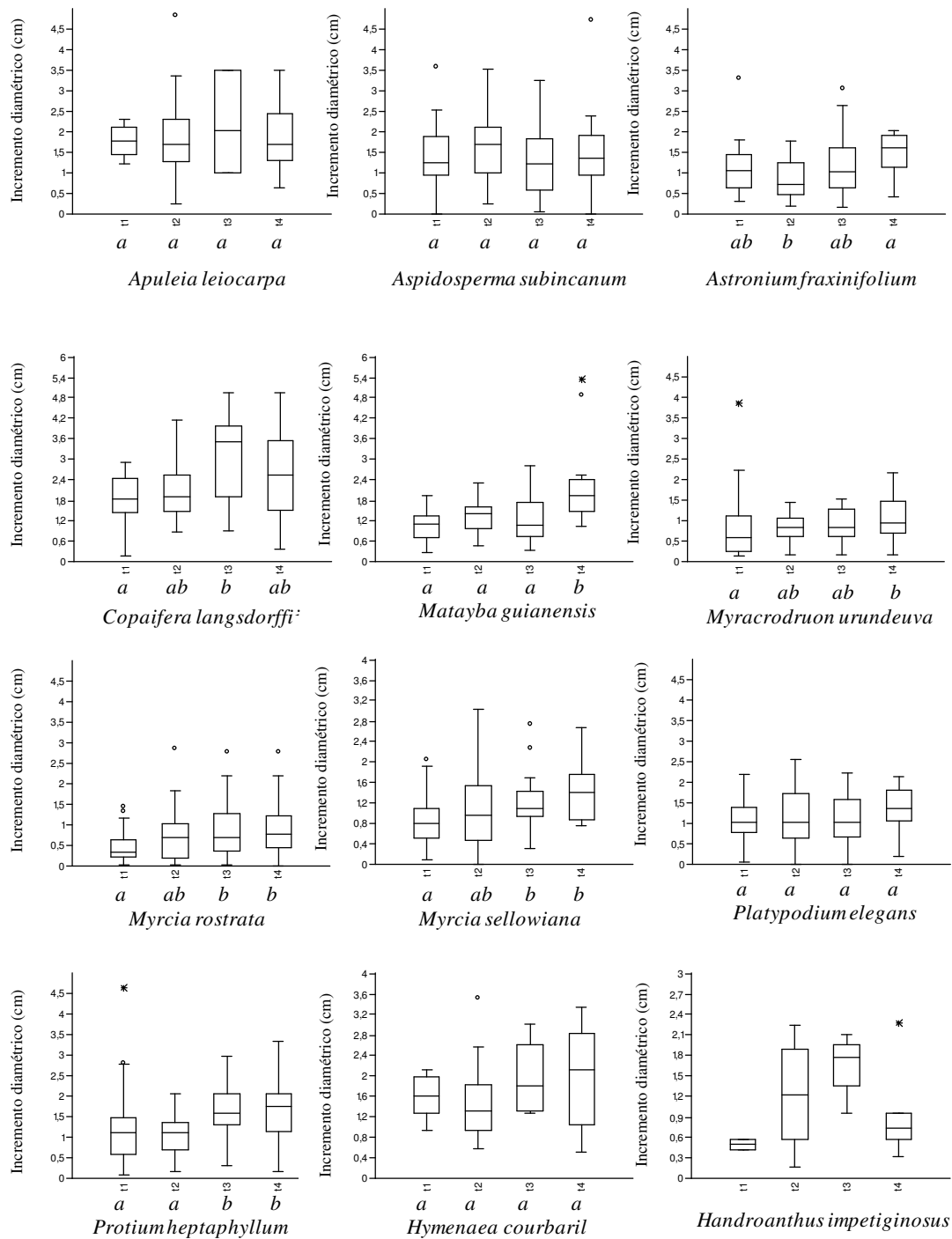


Figura 4.10. Incrementos diamétricos (cm) das dez espécies desejáveis mais abundantes e, ao mesmo tempo, comuns aos quatro tratamentos silviculturais, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. São apresentadas também as distribuições de mais duas espécies de interesse comercial nessas florestas na região: *Hymenaea courbaril* e *Handroanthus impetiginosus*. (t1 a t4 = tratamentos, de 1 a 4, no eixo x; círculos representam *outliers*). Letras diferentes indicam medianas diferentes estatisticamente, pelo teste Mann-Whitney U ($p < 0,05$), entre os tratamentos, dentro de espécies. Y no eixo vertical corresponde ao incremento diamétrico em quatro anos e oito meses.

Os incrementos medianos anuais das dez espécies mais abundantes na floresta secundária, em relação aos incrementos medianos encontrados em cada tratamento e na comunidade florestal, indicaram que essas espécies, de maneira geral, apresentaram comportamento variado. Com cinco espécies (*Apuleia leiocarpa*, *Aspidosperma subincanum*, *Copaifera langsdorffii*, *Platypodium elegans* e *Protium heptaphyllum*) crescendo acima da mediana, três espécies (*Matayba guianensis*, *Astronium fraxinifolium* e *Myrcia sellowiana*) crescendo na mediana (ora abaixo, ora acima da mediana) e duas espécies (*Myracrodruon urundeuva* e *Myrcia rostrata*) crescendo abaixo da mesma (Tabela 4.1).

Tabela 4.1. Mediana dos incrementos periódicos anuais (cm.ano⁻¹) em diâmetro das dez espécies mais comuns na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, em relação aos incrementos medianos (cm.ano⁻¹) da comunidade florestal (floresta) e em cada tratamento (t1 a t4). Acima e abaixo significam o posicionamento da espécie em relação ao incremento mediano da comunidade florestal. Se maior: acima, se menor: abaixo. Junto aos tratamentos é indicado o incremento mediano (cm.ano⁻¹) da comunidade, no respectivo tratamento.

Tratamentos - Mediana (cm.ano ⁻¹)	t1 – 0,26		t2 – 0,27		t3 – 0,30		t4 – 0,31		Floresta – 0,28	
ESPÉCIE	Abaixo	Acima	Abaixo	Acima	Abaixo	Acima	Abaixo	Acima	Abaixo	Acima
<i>Apuleia leiocarpa</i>		0,43		0,45		0,54		0,44		0,45
<i>Aspidosperma subincanum</i>		0,35		0,42		0,31		0,48		0,39
<i>Copaifera langsdorffii</i>		0,45		0,49		0,79		0,57		0,54
<i>Platypodium elegans</i>		0,26		0,29		0,31		0,37		0,30
<i>Protium heptaphyllum</i>		0,29		0,32		0,42		0,43		0,36
<i>Matayba guianensis</i>	0,25			0,33		0,30		0,55		0,35
<i>Astronium fraxinifolium</i>		0,29	0,21		0,29			0,44		0,31
<i>Myrcia sellowiana</i>	0,21			0,27	0,29			0,35	0,27	
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	0,24		0,20		0,22			0,32	0,25	
<i>Myrcia rostrata</i>	0,11		0,18		0,20		0,23		0,18	

A distribuição dos indivíduos por classes de diâmetro na floresta apontou maior concentração de árvores com diâmetros pequenos. Além disso, o incremento periódico anual em diâmetro das espécies, de maneira geral, variou bastante entre as classes de diâmetro das árvores, mas não entre os tratamentos silviculturais. Exceções ocorreram nas

maiores classes de diâmetro, podendo estar relacionadas ao maior porte dos indivíduos (Figura 4.11).

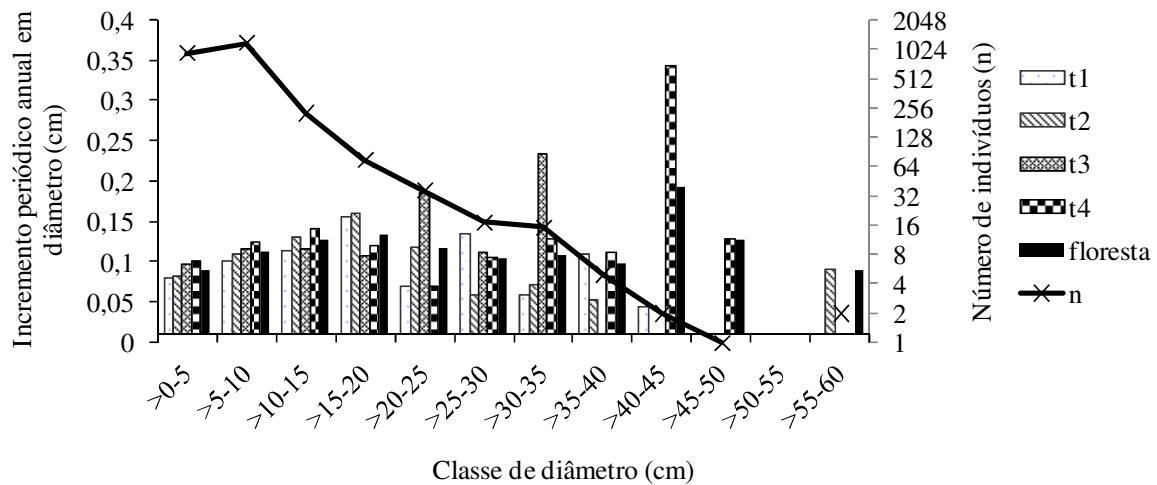


Figura 4.11. Incremento periódico anual (IPA) em diâmetro e número de indivíduos por classe diamétrica, em cada tratamento, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. (t1 a t4 = tratamentos de 1 a 4; floresta = todos os tratamentos; n = número de indivíduos). Notar a escala logarítmica com base 2 para o número de indivíduos (\log_2).

4.3.4 – Altura das árvores desejáveis

O crescimento médio em altura das árvores desejáveis foi de 28% entre 2003 e 2007. A altura do dossel em 2003, em média alcançava $5,7 \pm 2$ metros (média \pm desvio-padrão) e as maiores árvores possuíam até 22 metros de altura. Em 2007, a altura média do dossel cresceu para $7,3 \pm 2,7$ (média \pm desvio-padrão), mas a altura da maior árvore, um indivíduo de *Hymenaea courbaril* permaneceu em 22 metros.

Em relação às medianas, também foi verificado crescimento entre 2003 e 2007, passando de 5,4 metros para 7,0 metros de altura. Essa diferença foi considerada estatisticamente diferente pelo teste Mann-Whitney U ($p < 0,05$), como mostrado na Figura 4.12.

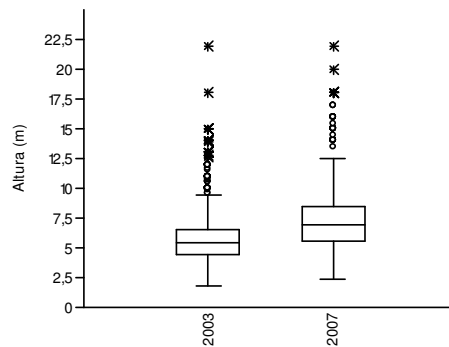


Figura 4.12. Distribuição das alturas das árvores em 2003, no início do experimento, e em 2007, quatro anos e oito meses após as intervenções silviculturais, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Círculos e estrelas representam *outliers*.

A distribuição dos indivíduos em classes de altura indicou concentração nas menores alturas, ou seja, existiram muitas árvores de pequeno porte (baixas) na floresta. Cerca de 90% das árvores possuíam até 9 metros de altura em 2003 e, em 2007, esse valor aproximou-se dos 11 metros. Em 2003, 50% das árvores apresentavam alturas entre 4,5 e 6,5 metros e, em 2007, esse mesmo percentual de árvores possuía entre 5,5 e 8,5 metros de altura, representando ganhos de 22% a 30% em altura durante esses quatro anos e oito meses (Figura 4.13).

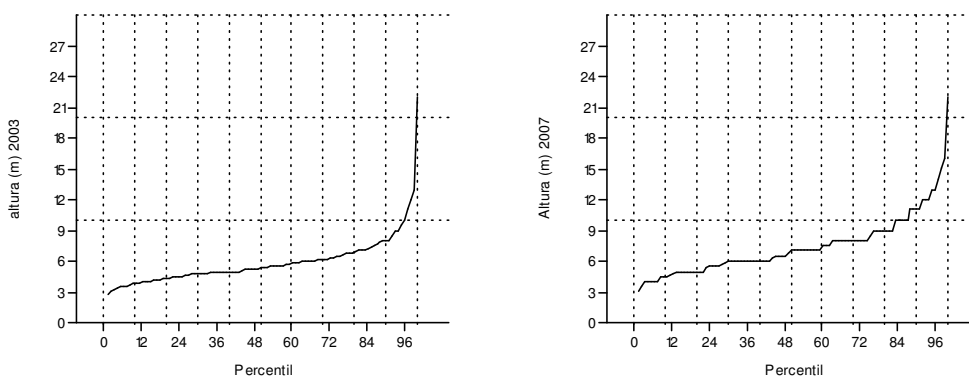


Figura 4.13. Distribuição da densidade de indivíduos em percentis, pelas classes de altura, em 2003 e 2007, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.

O incremento médio em altura das espécies foi de 1,56 metros em quatro anos e oito meses (0,39m.ano⁻¹), apresentando coeficiente de variação de 99%. Entre os tratamentos, os incrementos periódicos anuais (IPA) variaram de 0,37m.ano⁻¹ no tratamento 2 (liberação de desejáveis) a 0,41m.ano⁻¹ no tratamento 1 (testemunha), passando por 0,38m.ano⁻¹ no tratamento 3 (liberação de desejáveis mais corte de cipós) e no tratamento 4 (liberação de desejáveis mais corte de cipós e plantio).

O incremento mediano foi de 1,1 metro (0,27m.ano⁻¹) e variou de 0,25m.ano⁻¹ a 0,30m.ano⁻¹ entre os tratamentos, sendo que na testemunha foi de 0,25m.ano⁻¹. Esses valores não foram considerados estatisticamente diferentes entre si pelo teste Mann-Whitney U (p>0,05), permitindo a realização de análises dos incrementos das espécies independentemente do tratamento.

Em nível de populações, quando analisadas as dez espécies mais comuns na floresta secundária, verificou-se amplitude de variação nos incrementos periódicos anuais em altura de 0,27m.ano⁻¹ a 0,58m.ano⁻¹ entre *M. rostrata* e *A. leiocarpa*, respectivamente. Essas mesmas espécies apresentaram, também os menores e maiores incrementos medianos anuais em altura, 0,15m.ano⁻¹ e 0,50m.ano⁻¹, respectivamente, como apresentado na Figura 4.14.

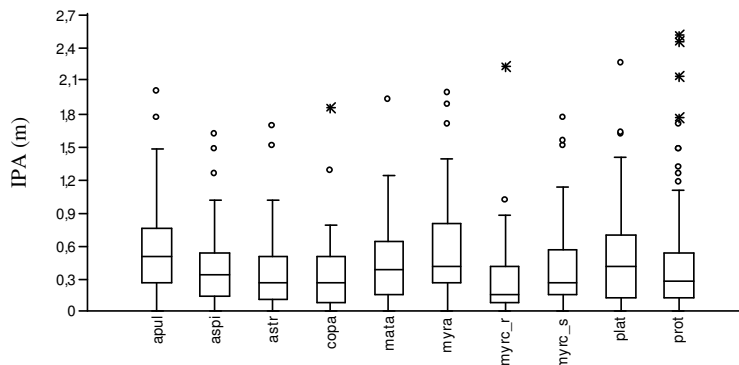


Figura 4.14. Distribuição dos incrementos periódicos anuais (IPA) em altura das dez espécies mais comuns na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Apul = *Apuleia leiocarpa*; aspi = *Aspidosperma subincanum*; astr = *Astronium fraxinifolium*; copa = *Copaifera langsdorffii*, mata = *Matayba guianensis*, myra = *Myracrodruon urundeuva*; myrc_r = *Myrcia rostrata*; myrc_s = *Myrcia sellowiana*, plat = *Platipodium elegans*, prot = *Protium heptaphyllum*. Círculos e asteriscos representam outliers.

A variação nos incrementos anuais periódicos e medianos entre as espécies mais comuns na floresta secundária foi de 114% nas médias e de 233% nas medianas, sugerindo diferenças estatísticas entre as espécies, como ficou confirmado pelo teste Mann-Whitney U, a 5% de probabilidade (Tabela 4.2).

Tabela 4.2. Resultado do teste Mann-Whitney U, entre as medianas dos incrementos periódicos anuais em altura (cm.ano⁻¹), das dez espécies mais comuns na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Asteriscos representam diferenças significativas entre as espécies (p<0,05).

Espécies	<i>Aspidosperma subincanum</i>	<i>Astronium fraxinifolium</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Matayba guianensis</i>	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	<i>Myrcia rostrata</i>	<i>Myrcia sellowiana</i>	<i>Platypodium elegans</i>	<i>Protium heptaphyllum</i>
<i>Apuleia leiocarpa</i>	*	*	*			*	*		*
<i>Aspidosperma subincanum</i>					*	*			
<i>Astronium fraxinifolium</i>					*				
<i>Copaifera langsdorffii</i>					*				
<i>Matayba guianensis</i>						*			
<i>Myracrodruon urundeuva</i>						*	*	*	*
<i>Myrcia rostrata</i>							*	*	*
<i>Myrcia sellowiana</i>							*	*	*
<i>Platypodium elegans</i>								*	*
<i>Protium heptaphyllum</i>									*

As espécies que apresentaram os maiores incrementos medianos em altura foram *A. leiocarpa* (0,50m.ano⁻¹) e *M. urundeuva* (0,41m.ano⁻¹) que juntamente com *M. rostrata*, espécie que apresentou o menor incremento mediano (0,15m.ano⁻¹) (Figura 4.14), foram as principais espécies que acusaram diferenças no teste Mann-Whitney U entre as medianas (Tabela 4.2). *M. urundeuva* e *A. leiocarpa* somente não foram estatisticamente diferentes entre si e de *M. guianensis*; já *M. rostrata* somente não foi diferente estatisticamente de *A. fraxinifolium* e *C. langsdorffii*, conforme mostrado na Tabela 4.14.

Como *M. urundeuva*, *A. leiocarpa* e *M. guianensis* foram as espécies que apresentaram os maiores incrementos periódicos anuais em altura (Figura 4.14), sendo diferentes estatisticamente em relação às demais espécies (Tabela 4.2), essas espécies foram estudadas separadamente em relação aos tratamentos silviculturais (Figura 4.15).

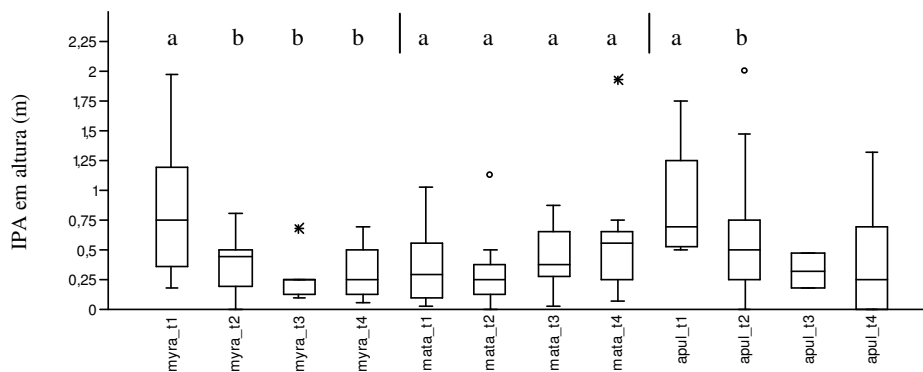


Figura 4.15. Distribuição dos incrementos periódicos anuais (IPA) em altura de *Myracrodruon urundeuva* (myra), *Matayba guianensis* (mata) e *Apuleia leiocarpa* (apul) em função dos tratamentos silviculturais (t1 a t4, tratamentos de 1 a 4), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Letras diferentes entre tratamentos, por espécie, indicam diferenças significativas nas medianas pelo teste Mann-Whitney U ($p < 0,05$). Círculos e asteriscos representam *outliers*. Os tratamentos 3 e 4 em *A. leiocarpa* não puderam ser testados porque não havia número de repetições suficientes, conforme exigência do teste Mann-Whitney U ($n > 7$).

Foi verificado que *M. urundeuva* e *A. leiocarpa* apresentaram os maiores incrementos periódicos anuais em altura no tratamento 1 (testemunha), sendo que as medianas desses valores foram estatisticamente diferentes entre o tratamento 1 (testemunha) e os demais tratamentos, nas duas espécies [Mann-Whitney U ($p < 0,05$)]. Por outro lado, os menores incrementos periódicos anuais em altura dessas duas espécies foram encontrados no tratamento 3 (liberação de desejáveis mais corte de cipós) e no tratamento 4 (liberação de desejáveis mais corte de cipós e plantio) que não foram estatisticamente diferentes entre si, nem em relação ao tratamento 2 (liberação de desejáveis).

Para melhor compreender o crescimento de *M. urundeuva* e *A. leiocarpa* em relação aos tratamentos silviculturais, seus incrementos periódicos anuais em altura foram relacionados às classes de altura das árvores dessas duas espécies (Figura 4.16).

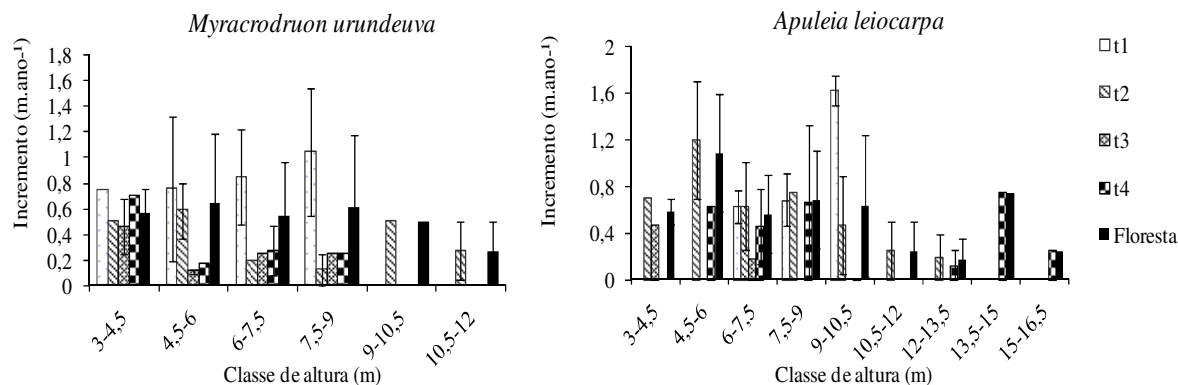


Figura 4.16. Distribuição dos incrementos periódicos anuais em altura de *Myracrodruon urundeuva* e *Apuleia leiocarpa*, em intervalos de classe de altura, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. As barras indicam o desvio-padrão. Os intervalos de classe são fechados à esquerda.

Myracrodruon urundeuva apresentou maior crescimento no tratamento 1 (testemunha) em todas as classes de altura e somente as menores árvores dessa espécie (entre 3 e 4,5 metros) cresceram semelhantemente no tratamento testemunha e no tratamento 4 (liberação mais corte de cipós e plantio) (0,7m.ano⁻¹). Entre as árvores que possuíam de 4,5 a 6 metros de altura o crescimento foi maior no tratamento 1 (testemunha) e no tratamento 2 (liberação de desejáveis). As árvores dessa espécie que possuíam entre 6 e 9 metros de altura cresceram mais no tratamento testemunha (tratamento 1), de 0,9m.ano⁻¹ a pouco mais de 1,0m.ano⁻¹.

Apuleia leiocarpa não apresentou um padrão de comportamento como *M. urundeuva* e somente houve crescimento maior associado ao tratamento 1 (testemunha) nas árvores com alturas entre 9 e 10,5 metros, que alcançou 1,6m.ano⁻¹.

As outras espécies comuns na floresta secundária, *A. leiocarpa*, *A. subincanum*, *A. fraxinifolium*, *C. langsdorffii*, *Matayba guianensis*, *M. urundeuva*, *M. rostrata*, *M. sellowiana*, *P. elegans* e *P. heptaphyllum*, também tiveram os incrementos medianos em altura testados pelo teste Mann-Whitney U (Figura 4.17), mas, nesses casos, não foram verificadas diferenças estatísticas entre nenhum tratamento, com exceção de *C. langsdorffii* que apresentou incrementos medianos diferentes estatisticamente entre o tratamento 1 (testemunha) e o tratamento 4 (liberação de desejáveis mais corte de cipós e plantio), apesar de ter sido pequena essa diferença (p=0,03).

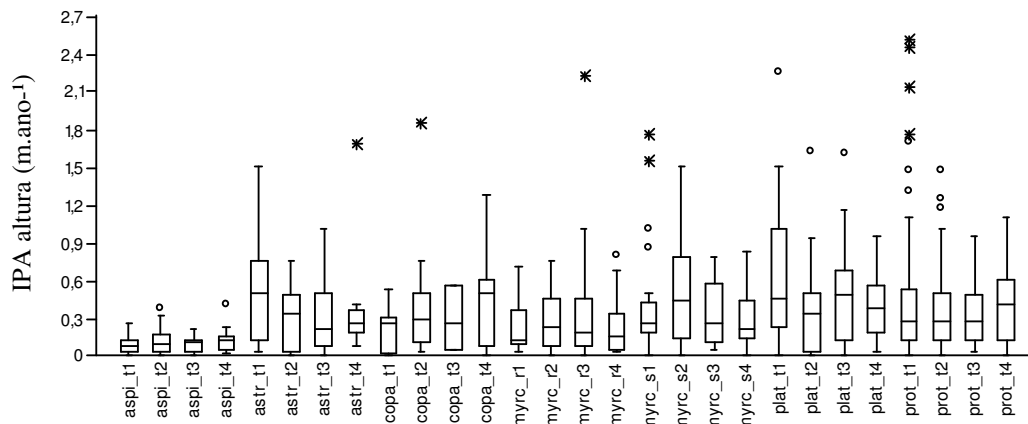


Figura 4.17. Distribuição dos incrementos periódicos anuais (IPA) em altura de *Aspidosperma subincanum* (aspi); *Apuleia leiocarpa* (apul); *Astronium fraxinifolium* (astr); *Copaifera langsdorffii* (copa); *Myrcia rostrata* (myrc_r); *Myrcia sellowiana* (myrc_s); *Platypodium elegans* (plat) e *Protium heptaphyllum* (prot), em função dos tratamentos silviculturais (t1 a t4, tratamentos de 1 a 4), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Círculos e asteriscos representam *outliers*.

Como não houve diferença entre os incrementos em altura das espécies em relação aos tratamentos, foi feita uma análise dos incrementos medianos dessas espécies em relação ao incremento mediano em altura da comunidade florestal (0,27m.ano⁻¹), quando verificou-se que *A. leiocarpa*, *M. urundeuva*, *P. elegans*, *M. guianensis* e *P. heptaphyllum*, apresentaram crescimento em altura maior que a mediana da comunidade florestal (Tabela 4.3).

Tabela 4.3. Incremento em altura (m.ano⁻¹) das dez espécies mais comuns na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, em relação à mediana do incremento em altura da comunidade florestal. Se menor: abaixo e se maior: acima.

Incremento mediano da comunidade: 0,27m.ano ⁻¹		
Espécies	abaixo	acima
<i>Apuleia leiocarpa</i>		0,50
<i>Myracrodruon urundeuva</i>		0,43
<i>Platypodium elegans</i>		0,40
<i>Matayba guianensis</i>		0,37
<i>Protium heptaphyllum</i>		0,28
<i>Astronium fraxinifolium</i>	0,25	
<i>Copaifera langsdorffii</i>	0,25	
<i>Myrcia sellowiana</i>	0,25	
<i>Myrcia rostrata</i>	0,15	
<i>Aspidosperma subincanum</i>	0,08	

Foi verificado também maior crescimento em altura nas árvores que possuíam entre 15 e 35cm de diâmetro, correspondendo às classes intermediárias de diâmetro das árvores na floresta secundária (Figura 4.18). A falta de correlação entre os incrementos em altura e diâmetro por classe de diâmetro ($r=0,60$; $p=0,11$) pode confirmar essa hipótese, pois ambas as distribuições dos incrementos apresentaram normalidade (Shapiro-Wilk, $p=0,61$, altura; e $p=0,98$, diâmetro), apesar das distribuições dos incrementos em altura e diâmetro serem consideradas diferentes estatisticamente (Kolmogorov-Smirnov, $p<0,001$).

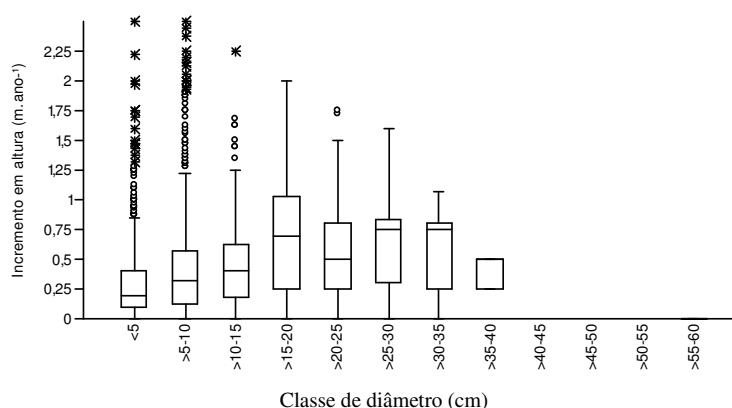


Figura 4.18. Distribuição dos incrementos em altura, em classes de diâmetro (DAP) das árvores desejáveis, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.

4.4 – DISCUSSÃO

4.4.1 – Mortalidade das árvores desejáveis

A taxa de mortalidade anual encontrada para as árvores desejáveis ($1,06\%.\text{ano}^{-1}$) foi inferior ao encontrado em outras florestas estacionais semidecíduas secundárias, sem intervenções silviculturais, que variaram de $3,5\%.\text{ano}^{-1}$ (Appolinário *et al.*, 2005) a $5\%.\text{ano}^{-1}$ (Werneck & Franceschinelli, 2004), ambos em Minas Gerais. Gomes *et al.* (2003) e Rolin *et al.* (1999) encontraram taxas de mortalidade anual de $1,67\%$ e de $1,5\%$ em floresta atlântica secundária, em São Paulo. Em floresta de galeria com elevada deciduidade das árvores na estação seca ($>50\%$), a taxa de mortalidade foi de $0,61\%.\text{ano}^{-1}$ (modelo linear) em Minas Gerais (Guimarães *et al.*, 2007) e no Distrito Federal, em floresta de galeria preservada, a taxa de mortalidade foi de $3,5\%.\text{ano}^{-1}$ (Felfili, 1995a).

Neste estudo de manejo de floresta estacional semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás, foram avaliadas árvores de espécies selecionadas como desejáveis,

portanto, árvores com boas características silviculturais. Além disso, os tratamentos aplicados foram considerados de impacto reduzido, buscando minimizar os danos às plantas remanescentes e ao solo, sendo esperada uma baixa taxa de mortalidade.

O impacto reduzido das atividades pôde ser comprovado pela avaliação de Carvalho (2004) que, imediatamente após a aplicação dos tratamentos silviculturais, nessa floresta, fez uma avaliação dos danos causados aos fustes e às copas das árvores adultas remanescentes. O autor encontrou que em média 10% dos indivíduos sofreram algum tipo de injúria relacionada aos tratamentos, sendo que, dentre esses indivíduos, os danos aos fustes foram mais comuns (85,3%) do que às copas das árvores (22,7%). A metodologia utilizada por Carvalho (2004) foi a descrita por Johns *et al.* (1998) para a Amazônia brasileira, considerando não existir padronização específica adotada para a avaliação do efeito de corte de cipós nessas florestas estacionais

Não houve diferença estatística nas taxas de mortalidade anual das espécies entre os tratamentos (ANOVA, $p > 0,05$), mas foi verificado que algumas espécies que apresentaram altas taxas de mortalidade anual pertenceram ao mesmo grupo ecológico, como *Cecropia pachystachya*, *Inga alba* e *Zanthoxylum rhoifolium*, que são consideradas heliófitas (pioneiras) (Felfili *et al.*, 2000; Fonseca *et al.*, 2001).

As espécies *Cecropia pachystachya*, *Inga alba*, *Schefflera macrocarpa* e *Zanthoxylum rhoifolium* são consideradas pioneiras, heliófitas (Felfili *et al.*, 2000) e esperava-se maior mortalidade dessas espécies na floresta, principalmente, nas parcelas testemunhas. No entanto, essa diferença entre os tratamentos não pôde ser testada porque essas espécies não foram comuns aos quatro tratamentos silviculturais na floresta, nem apresentaram alta densidade na floresta, sendo consideradas raras localmente [0,9% do total de indivíduos (24 indivíduos)].

Nesse caso, a sucessão florestal seria responsável por essas taxas de mortalidade e essas espécies seriam, então, naturalmente substituídas por outras, que possuem maior tolerância à sombra. Espécies pioneiras, além de não possuírem tolerância à sombra, possuem ciclo de vida curto, desempenhando como principais funções ecológicas, a proteção ao solo, a criação de um ambiente favorável para as espécies mais tolerantes e a formação de um banco de sementes no solo, caso haja novamente distúrbios que as beneficiem (Swaine & Whitmore, 1988; Richards, 1996).

No atual estágio de regeneração, esta capoeira ainda apresenta pioneiras, em baixas densidades, que são responsáveis por altas taxas de mortalidade, o que pode ser considerado como um indicativo do restabelecimento da sua integridade ecológica. A

pioneira *Cecropia pachystachya*, por exemplo, representou 0,2% dos indivíduos na floresta e apresentou 10,1% de mortalidade média anual. Já espécies de sombra como *Protium heptaphyllum* e *Myrcia rostrata* que foram as duas espécies mais abundantes na mata, respondendo, respectivamente, por 11,5% e 6,7% dos indivíduos, apresentaram taxas de mortalidade médias anuais de apenas 0,41% e 2,63.

Porém, nessas florestas estacionais, as espécies apresentam grande plasticidade com relação à irradiação solar, pois a deciduidade das árvores do dossel permite maior incidência da irradiação solar no interior dessas florestas, na estação seca do ano.

Pela análise da distribuição diamétrica dos indivíduos, verificou-se que a mortalidade das árvores foi maior nas menores classes de diâmetro, justamente as classes que têm maior número de indivíduos, como também encontrado por outros autores em diferentes fisionomias florestais, em diferentes estágios de sucessão, como em florestas estacionais semidecíduas secundárias em Minas Gerais (Werneck & Franceschinelli, 2004; Appolinário *et al.*, 2005), em floresta de galeria preservada no Distrito Federal (Felfili, 1995a) e em floresta úmida na Costa Rica (Chazdon *et al.*, 2005). Isto pode ser explicado pelo fato dos indivíduos menores serem mais susceptíveis ao estresse hídrico e aos danos causados por quedas de galhos ou árvores.

Por outro lado, quanto maior a árvore, mais desenvolvido tende a ser seu sistema radicular e sua copa, podendo aproveitar melhor os recursos ambientais e atravessar períodos desfavoráveis de umidade (Richards, 1996). Inclusive, a queda das folhas dessas árvores adultas na estação seca pode ser uma vantagem competitiva, favorecendo-as nessa estação, pela dormência fisiológica e proporcionando maior incidência de luz no sub-bosque, agravando os efeitos da estação seca para as árvores com menor porte.

Muitas das espécies (63%) que apresentaram taxas de mortalidade positiva também foram espécies de ocorrência comum em matas de galeria do Brasil Central, conforme Mendonça *et al.* (1998) e Felfili *et al.* (2000), como *Alibertia edulis*, *Apuleia leiocarpa*, *Aspidosperma subincanum*, *Astronium fraxinifolium*, *Bauhinia rufa*, *Cardiopetalum calophyllum*, *Casearia sylvestris*, *Cecropia pachystachya*, *Copaifera langsdorffii*, *Cordia trichotoma*, *Cousarea hydrangeifolia*, *Erythroxylum daphnites*, *Guapira opposita*, *Hymenaea courbaril*, *Inga alba*, *Inga cylindrica*, *Matayba guianensis*, *Myrcia rostrata*, *Myrcia sellowiana*, *Myrcia tomentosa*, *Platypodium elegans*, *Platymiscium floribundum*, *Protium heptaphyllum*, *Pseudobombax tomentosum*, *Schefflera macrocarpa*, *Siparuna guianensis*, *Siphoneugena densiflora*, *Handroanthus impetiginosus*, *H. roseoalbus*, *Vochysia tucanorum* e *Zanthoxylum rhoifolium*. No entanto, essas espécies, que

representaram 66% das espécies comuns aos quatro blocos do experimento, não apresentaram taxas de mortalidade médias anuais diferentes estatisticamente entre os ambientes (blocos) ($p > 0,05$), sugerindo que os efeitos dos tratamentos foram os mesmos em todos os ambientes, não influenciando na mortalidade das espécies.

As análises permitiram sugerir, portanto, que a mortalidade das espécies ocorreu independente do ambiente e dos tratamentos, sendo resultado da sucessão florestal natural no local.

4.4.2 – Área basal das árvores desejáveis

Os resultados encontrados na floresta secundária em estudo mostraram que as espécies responderam favoravelmente às intervenções silviculturais, pois os maiores incrementos em diâmetro foram encontrados nas parcelas sob intervenções, tanto em nível de populações como de comunidade. Aparentemente, os tratamentos silviculturais foram eficientes na liberação da competição para as árvores desejáveis e estas responderam positivamente nos incrementos em área basal.

Esses resultados corroboraram a teoria clássica do crescimento em diâmetro relacionado diretamente ao espaçamento entre as árvores na floresta (Oedekoven, 1968; Smith, 1986). Pois, apesar de não ter havido diferença estatística na densidade de árvores entre os tratamentos ($\chi^2 < 0,05$), indicando o mesmo espaçamento de árvores entre os tratamentos, as intervenções silviculturais contemplaram também o corte de cipós de grande porte, muito abundantes nessas florestas secundárias. Estes poderiam, então, além de influenciar o espaçamento entre as árvores, atuar na liberação de suas copas, possibilitando maior capacidade de desenvolvimento, o que refletiria nos incrementos em diâmetro das espécies, como constatado por Gerwing (2001) na floresta Amazônica, paraense, que encontrou crescimento diamétrico duas vezes maior nas áreas que sofreram corte de cipós, em relação às testemunhas.

Esperava-se que ocorresse confundimento entre os tratamentos de liberação de desejáveis mais corte de cipós (tratamento 3) e de liberação de desejáveis mais corte de cipós e plantio (tratamento 4), pois as mudas plantadas (*Dipteryx alata* e *Myracrodruon urundeuva*) ainda não teriam capacidade de competir com as espécies arbóreas, devido ao pequeno porte, e, deste modo, não existiria diferença nos ambientes desses dois tratamentos. De certa forma esse confundimento ocorreu, principalmente, em nível de comunidade, como mostrado nas Figuras 4.10 e 4.11, corroborando a eficiência dos tratamentos, pois nesse caso, o tratamento 4 (liberação de árvores desejáveis mais corte de

cipós e plantio) atuaria como uma repetição do tratamento 3 (liberação de árvores desejáveis mais corte de cipós).

O incremento periódico anual em diâmetro (IMA) entre os tratamentos foi de 0,29cm.ano⁻¹ na testemunha contra variação de 0,32cm.ano⁻¹ a 0,36cm.ano⁻¹ nos tratamentos. Resultados que se assemelharam aos encontrados em florestas tropicais úmidas também secundárias: 0,30cm.ano⁻¹ em tratamento de corte de lianas na Amazônia (Gerwing, 2001), 0,40cm.ano⁻¹ após desbaste seletivo na Amazônia (Silva *et al.*, 1995) e de 0,36cm.ano⁻¹ a 0,37cm.ano⁻¹ também na Amazônia em áreas sob exploração (Carvalho *et al.*, 2004). Esses resultados sugerem maiores taxas de crescimento nesses ambientes sob distúrbios, em resposta ao aumento na disponibilidade de recursos, o que pode ser corroborado pelos baixos incrementos diamétricos encontrados em florestas preservadas, de 0,13cm.ano⁻¹ (Gerwing, 2001), 0,20cm.ano⁻¹ (Silva *et al.*, 1995), 0,16cm.ano⁻¹ (Da Silva *et al.*, 2002) e 0,20cm.ano⁻¹ (Carvalho *et al.*, 2004), todos em floresta de terra firme na Amazônia brasileira, assim como em floresta de galeria, preservada, no Brasil Central, como encontrado por Felfili (1995b) (0,25cm.ano⁻¹).

As diferenças nos incrementos periódicos anuais em diâmetro entre os tratamentos sugeriu que a transição da floresta para as maiores classes de diâmetro ocorreu mais lentamente na testemunha (tratamento 1) e que, portanto, a liberação da competição aliada ao corte de cipós pode representar um modelo que favorece o crescimento das espécies, diminuindo o intervalo de tempo para que estas alcancem o diâmetro mínimo para exploração comercial.

No entanto, deve-se considerar que as taxas de crescimento em DAP variam significativamente entre e dentro das populações e também em relação à estação do ano e a condições microclimáticas (da Silva *et al.*, 2002). Na Amazônia, em floresta densa de terra firme a variação dentro de espécies, baseada no coeficiente de variação, foi de 38% (*Goupia glabra* Aubl.) a 431% (*Hevea guianensis* Aubl.) indicando que tratamentos silviculturais podem ser mais bem aproveitados por espécies que respondem melhor às intervenções (da Silva *et al.*, 2002).

Na floresta secundária em estudo, os incrementos medianos anuais apontaram diferenças entre as espécies em função dos tratamentos. *A. leiocarpa*, *A. subincanum*, *C. langsdorffii* e *P. elegans* cresceram a taxas acima da mediana em todos os tratamentos, sendo favorecidas pelos tratamentos silviculturais. Por outro lado, *M. guianensis*, *M. rostrata* e *M. sellowiana*, que são espécies preferenciais de sombra (Felfili *et al.*, 2000), cresceram a taxas menores que a mediana da comunidade, mas os tratamentos não inibiram

o crescimento dessas espécies, que seguiu o comportamento das demais, com as maiores taxas de crescimento nas intervenções mais pesadas. O mesmo ocorreu com *A. fraxinifolium* e *M. urundeuva*, mas essas são heliófitas (Felfili *et al.*, 2000).

Percebeu-se, então, que as espécies realmente respondem diferentemente aos tratamentos silviculturais e aos recursos disponíveis e devem ser estudadas separadamente para melhor compreender a dinâmica da floresta e estimar tratamentos silviculturais visando ciclos de corte mais curtos e melhor qualidade de fuste das espécies.

Parrota *et al.* (2002) compararam taxas de desenvolvimento de área basal após 11 anos de diferentes intensidades de intervenções em floresta de terra firme na Amazônia e encontraram que de um modo geral o incremento da área basal aumentou com a intensidade do desbaste. Em outro estudo sobre manejo de impacto reduzido na floresta amazônica, D'Oliveira & Braz (2006) também encontraram incremento em diâmetro favorável à exposição das copas à luz solar. O desbaste de competidoras aumentou o incremento em diâmetro de 20% a 25% em uma área sob manejo, após 5,7 anos na Amazônia (Wadsworth & Zweede, 2006). Resultados semelhantes foram encontrados por Rivero *et al.* (2008) na Argentina e por Rozza (2003) e Martins *et al.* (2003) em florestas estacionais no Brasil, associado a tratamentos silviculturais. Na floresta em estudo esse comportamento também foi verificado, e os maiores incrementos em área basal estiveram associados aos tratamentos silviculturais, com ganhos variando de 6% a 21% nas medianas dos incrementos diamétricos, em função das intervenções.

Em regime normal de sucessão, o incremento diamétrico de árvores tende a ser maior nos indivíduos pertencentes às maiores classes de diâmetro (Felfili, 1995b; da Silva *et al.*, 2002). Mas, na floresta secundária em estudo, essa tendência foi verificada apenas no tratamento 3 (liberação de desejáveis mais corte de cipós) e no tratamento 4 (liberação de desejáveis mais corte de cipós e plantio), ocorrendo de forma contrária na testemunha (tratamento 1) e no tratamento 2 (liberação de desejáveis), que apresentaram os maiores incrementos nas menores classes de diâmetro. Esse resultado poderia estar relacionado ao número de indivíduos por classe de diâmetro, mas não foi verificada diferença estatística nas distribuições em classes diamétricas entre os tratamentos (Kolmogoro-Smirnov, $p > 0,80$), o que permitiu sugerir associação desse padrão de crescimento em diâmetro aos tratamentos silviculturais.

Se as maiores árvores cresceram mais sob maior intensidade de intervenção silvicultural (tratamentos 3 e 4) e as menores apresentaram maior crescimento sob baixa intervenção (tratamento 2) ou na ausência de intervenções (tratamento 1 – testemunha),

pôde-se diferenciar a resposta da floresta às intervenções silviculturais, verificando que esse tipo de mata (testemunha) necessita de desbastes para estimular o crescimento das árvores, principalmente as que possuem menores diâmetros. Mas, se essas intervenções não visarem o corte de cipós, o crescimento de indivíduos de grande porte (maiores diâmetros) pode não ser estimulado.

Outro fator a ser considerado é o número de indivíduos em cada classe de diâmetro. Felfili (1995b) enfatizou que as tendências encontradas nas maiores classes diamétricas geralmente são baseadas em um pequeno número de indivíduos, devido à própria estrutura das florestas tropicais, devendo ser analisadas com cautela. Foi justamente isto o que ocorreu na floresta secundária, pois o diâmetro mediano ficou posicionado entre a primeira e a segunda classe da distribuição diamétrica em todos os tratamentos.

A concentração de indivíduos nas menores classes de diâmetro sugeriu pequeno porte das árvores, como é característica de florestas secundárias. Além disso, florestas inequiâneas tendem a apresentar maior quantidade de indivíduos nas menores classes de diâmetro, em função da sucessão florestal natural sob competição, quando muitos indivíduos morrem e são recrutados, enquanto poucos atingem a idade adulta, mantendo o equilíbrio da floresta. Nas maiores classes de diâmetro, poucos indivíduos representaram os incrementos diamétricos, podendo não demonstrar o comportamento da floresta, devido ao pequeno número de repetições.

Os resultados demonstraram que a floresta secundária ainda está em estágio recente de desenvolvimento na estrutura, possuindo muitos indivíduos com pequenas dimensões diamétricas, mas que não são espécies pioneiras, podendo indicar um segundo estágio de regeneração, exatamente quando as intervenções silviculturais são recomendadas para acelerar o desenvolvimento da floresta (Oedekoven, 1968; Smith, 1986). Sugere-se, portanto, que o crescimento das árvores desejáveis seja acompanhado anualmente ou a cada dois anos, para poder melhor inferir sobre as necessidades das espécies individualmente e adaptar, se necessário, o método silvicultural ao desenvolvimento da comunidade florestal, sobretudo, se o objetivo for a produção de madeira de diferentes espécies.

4.4.3 – Altura das árvores desejáveis

A altura das árvores na floresta secundária estudada seguiu o modelo comumente encontrado em florestas tropicais inequiâneas, com a maior densidade de plantas nas classes intermediárias de altura (Richards, 1996). Estas atingiram predominantemente entre

5,0 e 9,0 metros, estando dentro do encontrado em outras florestas estacionais secundárias pelo Brasil. Em florestas estacionais semidecíduas no sudeste, por exemplo, a maioria das árvores apresentou entre 8,0 e 15,0 metros de altura (Ivanauskas *et al.*, 1999), entre 5,0 e 14,0 metros (Souza *et al.*, 2003) e entre 5 e 10 metros de altura (Nunes *et al.*, 2003; Oliveira-Filho *et al.*, 2004), ou atingiram até $8,7 \pm 2,8$ m (média \pm desvio-padrão) em floresta de vale contra $9,9 \pm 3,7$ m (\pm desvio-padrão) em mata de encosta (Silva *et al.*, 2003), até 8,5 metros após 17 anos de degradação por fogo (Rozza, 2003) e até $10,0 \pm 2,4$ m de altura (média \pm desvio-padrão) (Fonseca & Fonseca, 2004).

Em florestas estacionais semidecíduas em Minas Gerais, Coelho (2006) analisou 42 planos de manejo florestal e em quatro deles, considerados representativos do total, encontrou na estrutura da vegetação, maior concentração de indivíduos com alturas que variaram entre 4,9 e 11,0 metros. No nordeste brasileiro, em Pernambuco, também em floresta estacional semidecídua, Andrade & Rodal (2004) encontraram maior concentração de indivíduos com alturas entre 5,1 e 8,0 metros. Na Costa Rica, em floresta estacional secundária, Kalacska *et al.* (2004) encontraram alturas variando de acordo com estágios sucessionais de regeneração. No estágio considerado recente a altura média foi de $7,5 \pm 2,2$ metros (\pm desvio-padrão), no estágio intermediário a altura média foi de $10,3 \pm 3,4$ metros (\pm desvio-padrão) e no estágio avançado de $15,0 \pm 2,2$ metros (\pm desvio-padrão).

Comparada a outras formações florestais, a altura predominante do dossel da capoeira em estudo foi similar à encontrada em florestas estacionais decíduas em Goiás por Nascimento *et al.* (2004), variando de 6,5 a 12,0 metros em 35% das árvores, em três fragmentos florestais. Haidar (2008) encontrou resultados semelhantes estudando florestas estacionais semidecíduas no Piauí, onde 84% das árvores possuíam até 12 metros de altura; em Goiás, onde 92% das árvores possuíam até 16 metros de altura, mas 30% delas tinha entre 8 e 10 metros de altura; e no Distrito Federal, onde 29% das árvores possuíam entre 6 e 8 metros de altura e 83% até 12 metros.

Em florestas úmidas, a altura da capoeira foi muito inferior à comumente encontrada nessas matas. Em mata de galeria no Brasil Central, Felfili (1995b) encontrou dossel com até duas vezes a altura da capoeira, variando de 12,0 a 20,0 metros, na maioria da população, em mata preservada.

A mais baixa altura do dossel em relação a florestas úmidas é uma característica de florestas estacionais (Murphy & Lugo, 1986). Essa diferença é acentuada nas florestas secundárias, como a maioria das florestas estacionais, devido à exploração madeireira e

agropecuária em função da localização, composição florística e fertilidade dos solos, como discutido por Brown & Lugo (1990).

Em diferentes tipos de solo, que poderiam caracterizar ambientes distintos, como os encontrados nessa capoeira, caracterizando os blocos, outras florestas estacionais semidecíduas apresentaram o mesmo padrão de altura do dossel. Oliveira Filho *et al.* (2001) encontraram maior densidade em alturas variando de 4,0 a 8,0 metros em solos fluvial eutrófico, cambisolo eutrófico e cambisolo distrófico. Enquanto Botrel *et al.* (2002) encontraram maior densidade de árvores com alturas entre 5,0 e 10,0 metros, tanto em neossolo como em cambisolo e em argissolo.

Em relação aos incrementos em altura, os resultados indicaram que possivelmente não houve influência dos tratamentos silviculturais no crescimento em altura das árvores desejáveis, pois não foi verificada diferença estatística entre as medianas das alturas entre os tratamentos. Em geral, a altura é pouco influenciada por desbastes e reflete mais os recursos disponíveis do que o espaçamento entre as árvores (Oedekovem, 1968). As taxas de crescimento em altura também não foram influenciadas por tratamentos silviculturais em duas florestas tropicais secundárias, uma seca, com prolongada estação seca de abril outubro, e outra úmida, ambas na Amazônia boliviana (Pariona *et al.*, 2003).

Em nível de populações o comportamento diferenciado no crescimento em altura é resultado da resposta diferenciada das espécies à disponibilidade de recursos, além de possuírem requerimentos ecológicos distintos, podendo existir, ainda, diferenças nas taxas de crescimento dentro de espécies (da Silva *et al.*, 2002; Carvalho *et al.*, 2004; Pereira *et al.*, 2005).

Os maiores incrementos medianos anuais em altura de *A. leiocarpa*, *P. elegans*, *M. guianensis* e *P. heptaphyllum* demonstram o potencial de crescimento dessas espécies sob manejo, pois essas espécies também apresentaram crescimento em diâmetro acima da mediana da comunidade. Além disso, essas espécies foram muito abundantes, respondendo por 19,6% dos indivíduos.

O maior crescimento de *M. urundeuva* no tratamento testemunha (tratamento 1), do que nas áreas sob intervenções, pode indicar que a espécie está suprimida pelo sombreamento, sob competição, já que a sombra pode provocar aumento no crescimento em altura para as árvores alcançarem mais rápido o dossel e captar luz para promover o desenvolvimento (Holmgren *et al.*, 1997) e nesse caso, essa espécie estaria necessitando de luz. Entretanto, pode indicar também que essa espécie foi preferencial de sombra até o limite disponível nesse tratamento (testemunha), sendo predominantemente acima de 81%

de sombra na estação seca e superior a 91% na estação chuvosa contra percentuais de 62% na estação seca e de 91% na estação chuvosa nos demais tratamentos (Capítulo 7). Cabe ressaltar que essas condições de sombra foram mensuradas no sub-bosque, podendo apenas refletir maior abertura do dossel na estação seca, nos tratamentos, em relação à testemunha e não a condição de sombra a que essas espécies estariam submetidas, como pode ser visto no Capítulo 7 – Regime de luz na capoeira de floresta estacional semidecídua sob manejo, em Pirenópolis, GO.

Por outro lado, verificou-se que grande parte das árvores na capoeira já possuíam a altura do dossel (entre 6 e 10 metros de altura), assim como as árvores de *M. urundeuva* em todos os tratamentos, não havendo sombreamento suficiente para estimular seu crescimento, pois a condição de sombra seria a mesma em praticamente todos os tratamentos, já que cerca de 90% das árvores da capoeira possuíam até 10 metros de altura e 50% delas estariam entre 5,5 e 8,5 metros de altura, contradizendo a hipótese de *M. urundeuva* em busca de luz, conforme indicado na Figura 4.15.

Alguns indivíduos (6,8%) não apresentaram crescimento em altura durante os quatro anos e outros (21,3%) apresentaram incrementos em altura negativos. Os incrementos negativos encontradas em alguns indivíduos podem representar árvores quebradas pela queda de galhos ou por ventos fortes no local ou mesmo erros nas medições.

4.5 – CONCLUSÃO

Os resultados permitiram organizar o funcionamento da capoeira em nível de populações e em relação aos tratamentos silviculturais e ao gradiente ambiental, conforme esquema-resumo, mostrado na Tabela 4.4.

Tabela 4.4. Esquema-resumo mostrando as principais tendências encontradas na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Letras diferentes entre os tratamentos, dentro de cada parâmetro, indicam diferença estatística a 5% de probabilidade. (ANOVA, para mortalidade; Mann-Whitney U, para incrementos medianos).

média/ mediana	Comunidade	Tratamentos				Espécies	Classe de DAP
		1	2	3	4		
Taxa de mortalidade (%.ano ⁻¹)	1,06	1,09a	1,07a	1,35a	0,73a	≠	Menores
Incremento DAP (cm.ano ⁻¹)	0,32/ 0,28	0,29/ 0,26a	0,32/ 0,27b	0,33/ 0,30bc	0,36/ 0,31c	≠	Menores
Incremento Altura (m.ano ⁻¹)	0,39/ 0,27	0,41/ 0,25a	0,37/ 0,27a	0,38/ 0,30a	0,38/ 0,25a	≠	Intermediárias

De maneira geral, não existiu diferença na mortalidade das espécies entre os tratamentos e as taxas de mortalidade foram maiores nos indivíduos pertencentes às menores classes de diâmetro, havendo ainda diferença entre as populações. A mortalidade das espécies também não esteve associada ao gradiente ambiental de influência ripária à transições com o cerrado *sensu stricto*. Pôde-se sugerir, portanto, que as árvores morreram devido à sucessão natural na área e pelo fato de estarem presentes nos locais, não havendo relação com o tipo de intervenção silvicultural, ou se houve, esta foi favorável à sobrevivência das espécies, pois as taxas de mortalidade foram consideradas baixas quando comparadas às de outras florestas estacionais semidecíduas e a outras florestas secundárias.

Quanto aos incrementos verificou-se diferenças entre a testemunha e os demais tratamentos em relação ao diâmetro, mas não em relação à altura. Os tratamentos aceleraram o crescimento diamétrico das árvores, de acordo com as intensidades de intervenções, sendo que os incrementos foram maiores nas menores classes de diâmetro, justamente nas classes com maiores números de indivíduos. Já o crescimento em altura das espécies foi maior nas classes intermediárias de altura da comunidade florestal, que correspondeu também às classes intermediárias de diâmetro.

Este estudo demonstrou que é possível aumentar as taxas de crescimento das espécies nessas florestas, por meio de técnicas silviculturais de impacto reduzido. Além disso, as intervenções silviculturais foram suficientes para promover o crescimento em área basal das árvores selecionadas como desejáveis e não interferiram nas taxas de mortalidade, confirmando a hipótese inicial. Por outro lado, algumas espécies consideradas

pioneiras, que estiveram presentes em baixas densidades, apresentaram altas taxas de mortalidade, confirmando o estágio avançado de regeneração da capoeira.

Sugere-se, portanto, acompanhar os incrementos periódicos anuais em diâmetro das espécies, para verificar a necessidade de novas intervenções e para prognosticar o crescimento da comunidade e das populações, para posterior inferência sobre os ciclos de corte que poderiam viabilizar o manejo florestal dessas florestas estacionais secundárias.

5 – ESTRUTURA E DINÂMICA DA REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA, SOB MANEJO, EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS.

5.1 – INTRODUÇÃO

A regeneração natural em ambientes florestais ocorre segundo algumas fases ou estágios no ciclo de desenvolvimento das florestas (Richards, 1996). Na dinâmica florestal, a fase madura é representada por um dossel fechado, formado pelos estratos superiores e quando as árvores tornam-se senescentes, morrem, caem e criam clareiras, danificando algumas árvores menores e beneficiando outras (Richards, 1996). As clareiras ficam, então, completamente tomadas por herbáceas, lianas e árvores jovens que, na medida em que crescem e se desenvolvem, restabelecem a fase madura (Richards, 1996). A regeneração natural pode ser definida, então, como a restauração da fitomassa nas clareiras florestais à medida que o dossel alcança a maturidade (Whitmore, 1991).

Esse processo é muito importante na dinâmica florestal, uma vez que o sucesso da condução silvicultural dependerá diretamente de seu comportamento, principalmente em áreas sob manejo, onde objetiva-se obter florestas mais ricas economicamente, mantendo-se o mesmo grau de estabilidade ecológica (Hosokawa *et al.*, 1998).

Independentemente do distúrbio que dá início à sucessão, morte de árvores mais velhas ou a queda de árvores por ventos ou por outras causas quaisquer, a regeneração será determinada pelos requerimentos por luz das espécies (Whitmore, 1989). Algumas espécies são heliófitas (intolerantes à sombra), desenvolvendo-se somente em ambientes de clareiras e outras são tolerantes à sombra e suas plântulas são capazes de sobreviver e alcançar a maturidade mesmo sob um dossel fechado (Richards, 1996; Swaine & Whitmore, 1988).

No entanto, naturalmente existe uma amplitude de sobrevivência de plântulas na sombra representada por um contínuo de tolerância, conforme discutido por Augspurger (1984) e Souza & Válio (2001). Além do mais, espécies juvenis tolerantes à sombra que sobrevivem à formação de clareiras podem dominar a regeneração simplesmente por estarem lá no momento da formação da clareira, reduzindo a vantagem competitiva das espécies pioneiras (Felton *et al.*, 2006), podendo inclusive ser determinante na formação de florestas monodominantes (Marimon, 2005).

Em florestas estacionais tropicais, devido à sazonalidade climática, a regeneração natural depende principalmente da disponibilidade de umidade no solo (McLaren & McDonald, 2003a, b; Lieberman & Li, 1992), a qual afeta tanto os padrões de produção de sementes, quanto a germinação, a sobrevivência e o desenvolvimento das plântulas (Khurana & Singh, 2000). Além disso, na estação seca do ano, a presença de espécies caducifólias pode reduzir a cobertura foliar arbórea de 70 a 90% na estação chuvosa a até 50% na estação seca (Felfili, 2001a), o que pode provocar o dessecamento e a morte de sementes e plântulas, tanto pela ação direta da incidência da radiação solar, como pela diminuição da umidade do solo (Vieira & Scariot, 2006c).

Nessas florestas, a dinâmica de clareiras pode não ser tão importante para a regeneração natural como em florestas tropicais pluviais, pois a sobrevivência de plântulas pode diminuir, mesmo para as espécies heliófitas, por causa das temperaturas extremas e pela baixa umidade do solo no período seco (McLaren & McDonald, 2003a, b, c).

Nesse caso, a emergência, o estabelecimento e o crescimento das plântulas ficam sujeitos a alta heterogeneidade de irradiação, temperatura e umidade (Khurana & Singh, 2000), o que pode ser interpretado como uma estratégia fenológica de espécies de formações de ambientes estacionais que se beneficiam da dispersão de sementes ao final da seca para germinar e estabelecer-se na estação chuvosa (Gouveia & Felfili, 1998).

O objetivo deste capítulo foi estudar a dinâmica da regeneração natural na capoeira de floresta estacional semidecídua, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, testando a hipótese de que as intervenções silviculturais vão favorecer o crescimento de espécies arbóreas (Capítulo 4) sem permitir a invasão por espécies oportunistas que interfiram negativamente na regeneração natural.

5.2 – MATERIAL E MÉTODOS

Foi feita a caracterização da composição florística, nas diferentes épocas do ano (estações seca e chuvosa), identificando a riqueza e a diversidade para relacioná-las aos tratamentos silviculturais e aos fatores ambientais das parcelas, inclusive agrupando as diferentes populações (plântulas, arvoretas e árvores) pela similaridade florística, para verificar o estágio de desenvolvimento da capoeira.

O levantamento da regeneração natural foi feito em subparcelas de 2 x 2m e de 5 x 5m, localizadas no canto superior esquerdo de cada parcela de 25 x 30m, usadas nas avaliações das árvores adultas (Capítulo 4) (Figura 5.1). Nas subparcelas de 2 x 2m, todos os indivíduos de espécies arbóreas, com altura total (H) menor que um metro ($H < 1m$)

presentes no momento das avaliações foram identificados e tiveram suas alturas medidas e foram denominados de plântulas. Nas subparcelas de 5 x 5m, foram identificados e medidos todos os indivíduos com circunferência a altura do peito menor que nove centímetros ($CAP < 9\text{cm}$) e $H > 1\text{m}$ presentes no momento da avaliação, medindo-se suas alturas, essas foram denominadas de arvoretas. As medidas de altura foram tomadas com o uso de uma régua de um metro de comprimento e no caso de medidas superiores a esse valor utilizou-se uma vara graduada com limite máximo de 7 metros. Essa metodologia também foi utilizada por Felfili (1997b) em avaliação da regeneração natural em matas de galeria no Brasil Central.

A definição das categorias de tamanho da regeneração natural seguiu a metodologia estabelecida por Felfili (1997b), onde as subparcelas abrigam as categorias de tamanho da regeneração por estágio de estabelecimento, ficando as plântulas, mudas não estabelecidas, nas subparcelas de 2 x 2m e as arvoretas, juvenis em fase de estabelecimento, nas subparcelas de 5 x 5m. Essa metodologia também é recomendada no Manual de Parcelas Permanentes para o bioma Cerrado e Pantanal (Felfili *et al.*, 2005b).

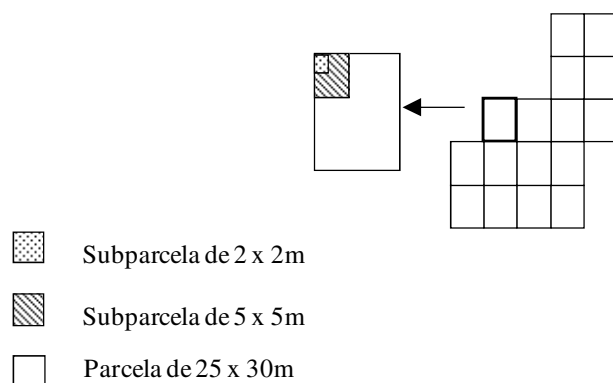


Figura 5.1. Localização das subparcelas de avaliação da regeneração natural dentro das parcelas experimentais de 25 x 30m, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.

Em outubro de 2003, logo após a aplicação dos tratamentos silviculturais nas parcelas experimentais de 25 x 30m, foi feita a primeira avaliação da regeneração natural. As demais avaliações foram realizadas em maio de 2004, agosto de 2005, outubro de 2006 e em maio de 2007, cobrindo, desse modo, possíveis variações climáticas que poderiam influenciar a dinâmica da regeneração natural ao longo do tempo.

As estações climáticas correspondentes às datas das avaliações da regeneração natural foram identificadas a partir do diagrama climático elaborado com os índices

pluviométricos e com as temperaturas médias mensais, obtidos na estação meteorológica de Pirenópolis, Goiás, durante o período contemplado nesse estudo, entre 2003 e 2008.

Foram identificadas duas estações climáticas bem definidas, uma chuvosa, que se iniciou em outubro e foi até o final de abril e outra seca, iniciando-se ao final de abril e seguindo até outubro (Figura 5.2). Essa definição ocorreu como indicado por Walter (1986), baseado na diferença entre a temperatura média e a precipitação no período, considerando como limite entre estação seca e chuvosa o valor de temperatura média mensal (°C) igual à metade da precipitação pluviométrica (mm) no período.

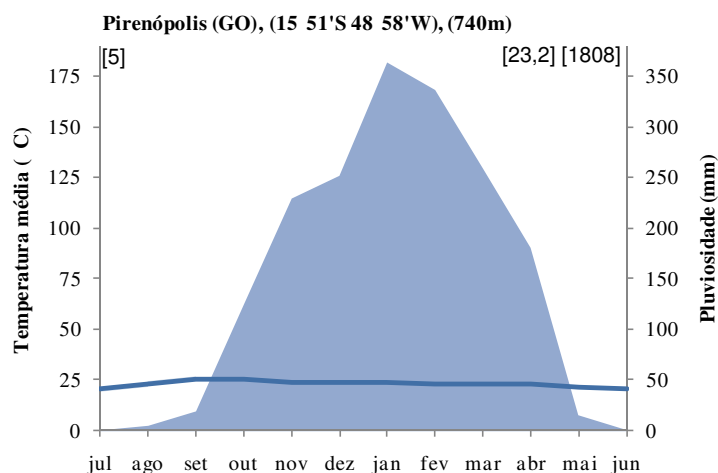


Figura 5.2. Diagrama climático elaborado segundo Walter (1986), com as médias mensais registradas na estação climatológica do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, em Pirenópolis (Goiás), entre os anos de 2003 e 2008.

Seguindo o diagrama climático e com as informações das temperaturas médias mensais e das precipitações mensais totais, em Pirenópolis, GO (Figura 5.3), as avaliações da regeneração natural nesse estudo que ocorreram em outubro de 2003 e em outubro de 2006 refletiram a estação chuvosa, sendo que a avaliação realizada em maio de 2004 refletiu o final da estação chuvosa, podendo ser incluída nessa estação porque a precipitação total atingiu 44,4mm e a temperatura média mensal 22,5°C, ficando no limite do estresse hídrico do solo, quando a evapotranspiração potencial é maior que a precipitação (Walter, 1986). As demais avaliações ficaram associadas à estação seca: agosto de 2005 e maio de 2007.

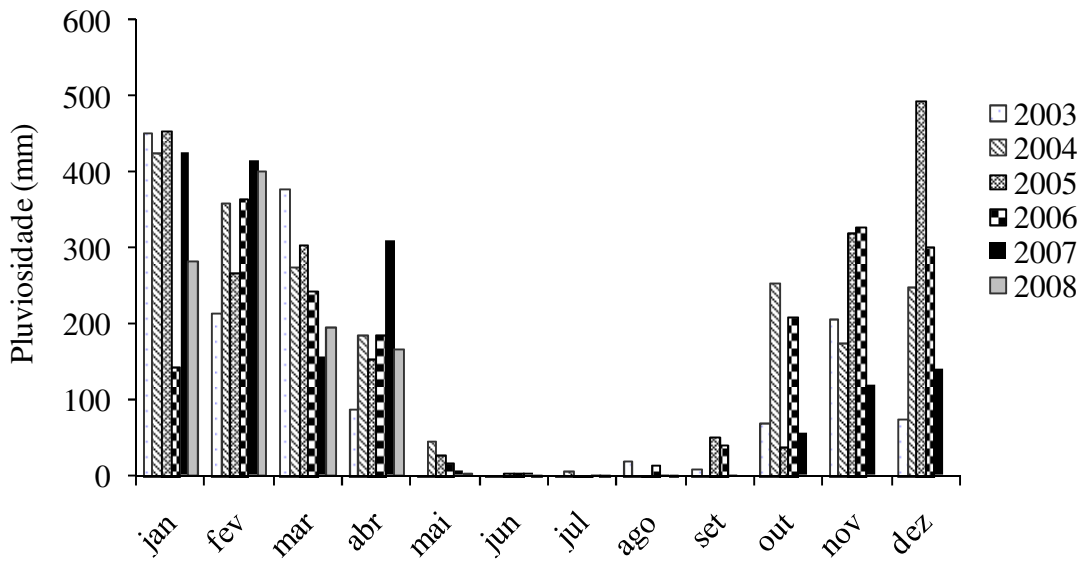


Figura 5.3. Precipitação mensal total entre 2003 e 2008, medida na estação meteorológica de Pirenópolis (Goiás).

Os padrões anuais de chuva variaram bastante entre os anos analisados, de 2003 a 2008, sugerindo que essa variação anual pode ter maior influência na dinâmica da regeneração natural do que a média mensal anual.

As seguintes análises foram realizadas em todas as ocasiões de avaliação com vistas a detectar mudanças florísticas e estruturais no período pós-tratamento:

Riqueza florística – Esta foi avaliada pelo número absoluto de espécies presentes em cada avaliação.

Diversidade de espécies – Foi avaliada pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a equabilidade pelo índice de Pielou (J) (Magurran, 1988; Kent & Coker, 1992; Zar, 1999), onde:

$$H' = -\sum_{i=1}^k p_i \ln p_i$$

Equação (5.1)

k é o número de espécies e p_i é a proporção do número total de indivíduos encontrados da espécie i , $p_i = f_i/n$ onde, n é o número total de indivíduos (tamanho da amostra) e f_i o número de indivíduos da espécie i .

$$J = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Equação (5.2)

e

$$H'_{\max} = \ln k$$

Equação (5.3)

Sendo H'_{\max} a máxima diversidade possível.

O índice de Shannon-Wiener (H') considera tanto o número de indivíduos quanto o número de espécies e é mais afetado por espécies raras (Magurran, 1988). Os valores podem variar de zero, para comunidades com somente uma espécie, a altos valores, em comunidades com muitas espécies e cada uma com poucos indivíduos, sendo que os valores comumente encontrados em ambientes tropicais variam de 1,5 a 3,5 e valores acima de 3,0 são considerados elevados (Magurran, 1988; Kent & Coker, 1992).

O valor do índice de Pielou (J) representa a equabilidade, distribuição do número de indivíduos em relação às espécies e varia de 0 a 1, sendo que o valor 1 representa a situação em que todas as espécies possuem a mesma abundância (Magurran, 1988).

As mudanças na composição florística entre as estações do ano na comunidade florestal foram avaliadas e as mudanças nos índices de diversidade foram testadas pelo teste t modificado, como sugerido por Zar (1999):

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{s_{H'_1 - H'_2}}$$

Equação (5.4)

Onde,

$$s_{H'_1 - H'_2} = \sqrt{s_{H'_1}^2 + s_{H'_2}^2}$$

Equação (5.5)

A variância (s^2) de cada H' pode ser obtida por:

$$s_{H'}^2 = \frac{\sum f_i \log^2 f_i - (\sum f_i \log f_i)^2 / n}{n^2}$$

Equação (5.6)

Onde f_i é o número de indivíduos de uma espécie i e n o número total de indivíduos, conforme definição anterior e $(\log^2 f_i)$ é a notação matemática para $(\log f_i)^2$. Entretanto, qualquer base logarítmica pode ser utilizada, mas como os principais trabalhos envolvendo dinâmica de vegetação no Brasil utilizam a base natural (\ln), esta foi adotada também neste trabalho. Os graus de liberdade associados ao t precedente foram calculados da seguinte maneira (Zar, 1999):

$$v = \frac{(s_{H_1}^2 + s_{H_2}^2)^2}{\frac{(s_{H_1}^2)^2}{n_1} + \frac{(s_{H_2}^2)^2}{n_2}}$$

Equação (5.7)

As mudanças na regeneração natural em função do tempo de aplicação dos tratamentos também foram avaliadas, inclusive correlacionando-as à pluviosidade local, medida na estação meteorológica de Pirenópolis, para verificar a existência de associações entre a composição florística e a pluviosidade.

Essas correlações foram feitas por Análises de Correspondências Canônicas (ter Braak, 1986; 1987), sendo as variáveis de entrada, a composição florística nos tratamentos *versus* a matriz de dados ambientais de declividade do terreno, cobertura do solo (Capítulo 8) e porcentagem de sombreamento nas parcelas, obtida através da densidade de fluxo de fótons – DFF incidente no sub-bosque das parcelas e a pleno sol (Capítulo 7).

5.3 – RESULTADOS

5.3.1 – Dinâmica das populações de plântulas e arvoretas na regeneração natural

Durante o estudo, nas sucessivas avaliações da regeneração natural, foram encontradas na categoria de plântulas 60 espécies e, nas arvoretas, 92 espécies. Porém, a distribuição do número de indivíduos e do número de espécies, pelas épocas de avaliação, em ambas as categorias da regeneração natural, não foi uniforme, variando em função das estações climáticas, segundo os índices pluviométricos registrados na região (Figura 5.4), sendo também estatisticamente diferentes entre si (Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,001$).

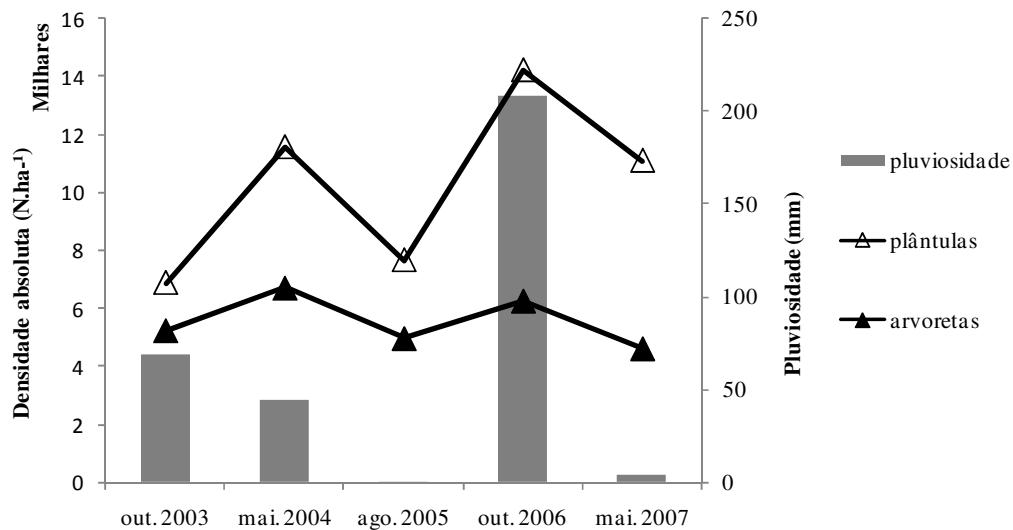


Figura 5.4. Densidade absoluta de indivíduos (N.ha⁻¹) nas populações de plântulas e arvoretas, em relação à pluviosidade total no mês de avaliação, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.

Os resultados indicaram regeneração natural bastante dinâmica na floresta, uma vez que o número de indivíduos e de espécies aumentou em direção às estações chuvosas e diminuiu em direção às estações secas, em ambas as categorias, plântulas e arvoretas (Figura 5.4 para indivíduos e Tabela 5.1 para espécies).

Nas plântulas, foi verificado acréscimo de 117% no número de indivíduos no período de outubro de 2003 a maio de 2004, contra um declínio de 22% de outubro de 2006 a maio de 2007. Essa diferença pode ter ocorrido, principalmente porque em maio de 2004 ainda ocorriam chuvas (44mm), enquanto que em maio de 2007, a estação chuvosa já havia praticamente terminado, o que causaria a mortalidade da plantas em 2007 contra a sobrevivência em 2004 (Figuras 5.4). Porém, o número de indivíduos presentes em maio de 2007 aproximou-se ao encontrado em maio de 2004 (11.094indv.ha⁻¹ e 11.563indv.ha⁻¹, respectivamente), sendo a diferença resultante do número de indivíduos encontrados nas avaliações imediatamente anteriores, maior em outubro de 2006 (14.219indv.ha⁻¹) em relação a outubro de 2003 (6.875indv.ha⁻¹).

Em relação às arvoretas, a variação entre as avaliações foi menor do que nas plântulas e, como resultado, a proporção entre o número de arvoretas e de plântulas ao longo do tempo variou de 76% em outubro de 2003 a 41% em maio de 2007, indicando comportamento diferente entre essas duas categorias de regeneração natural na floresta secundária, em relação às densidades de indivíduos ao longo do tempo (Tabela 5.1).

Tabela 5.1. Densidade de plântulas e arvoretas e proporção de arvoretas/plântulas, na capoeira de floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. (s = número de espécies amostradas; n = número de indivíduos amostrados; tx = arvoretas/plântulas).

Avaliação	Plântulas			Arvoretas			tx (%)
	s	n	n.ha ⁻¹	s	n	n.ha ⁻¹	
out. 2003	22	44	6875	49	210	5250	76
mai. 2004	31	74	11563	58	269	6725	58
ago. 2005	22	49	7656	52	199	4975	64
out. 2006	35	91	14219	61	251	6275	44
mai. 2007	31	71	11094	55	185	4625	41

As alterações no número de indivíduos ao longo do tempo foram também acompanhadas de mudanças no número de espécies e, apesar dessa variação, algumas espécies estiveram presentes em todas as avaliações. Nas plântulas, oito espécies (13,3% das espécies) foram comuns em todas as cinco avaliações: *Alibertia macrophylla*, *Anadenanthera colubrina*, *Cardiopetalum calophyllum*, *Erythroxylum daphnites*, *Magonia pubescens*, *Protium heptaphyllum*, *Roupala montana* e *Simarouba versicolor*. Nas arvoretas, foram 25 as espécies comuns (27,1% das espécies): *Alibertia macrophylla*, *Apuleia leiocarpa*, *Aspidosperma discolor*, *Astronium fraxinifolium*, *Plenckia populnea*, *Byrsonima crassifolia*, *Cardiopetalum calophyllum*, *Copaifera langsdorffii*, *Coussarea hydrangeifolia*, *Cupania vernalis*, *Erythroxylum daphnites*, *Heisteria ovata*, *Himatanthus obovatus*, *Hymenaea courbaril*, *Luehea divaricata*, *Matayba guianensis*, *Myrcia rostrata*, *Protium heptaphyllum*, *Qualea multiflora*, *Siparuna guianensis*, *Handroanthus aureus*, *Terminalia brasiliensis*, *Vatairea macrocarpa*, *Virola sebifera* e *Xylopia aromatica*.

Essas espécies comuns às avaliações em cada categoria corresponderam a 43% dos indivíduos nas plântulas e a 70% dos indivíduos nas arvoretas, sendo que três delas foram comuns a ambas as categorias, plântulas e arvoretas, em todas as avaliações, *Cardiopetalum calophyllum*, *Erythroxylum daphnites* e *Protium heptaphyllum*, e estiveram presentes ainda como árvores adultas na floresta (Capítulo 4).

Nas plântulas, 16 espécies representaram 71,4% dos indivíduos e 24 espécies (40%) possuíam densidade de indivíduos superior a 1%, representando 82,7% dos indivíduos. Nas arvoretas o padrão foi semelhante e 26 espécies possuíam densidade de indivíduos superior a 1%, correspondendo a 76% dos indivíduos (Tabela 5.2).

Dentre as espécies que ocorreram nas duas categorias da regeneração natural (102 espécies), 42 também estiveram presentes como árvores adultas na floresta, correspondendo a 29% das espécies da comunidade adulta (Capítulo 4). Logo, a floresta

possui estoque regenerativo relacionado à categoria arbórea, indicando estágio não muito recente de sucessão secundária da floresta.

Tabela 5.2. Densidades absoluta [DA (n.ha⁻¹)] e relativa [DR (%)] das espécies encontradas nas categorias de plântulas e arvoretas, por avaliação, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. (n = número de indivíduos).

Espécies	Plântulas										Arvoretas									
	out. 2003		mai. 2004		ago. 2005		out. 2006		mai. 2007		out. 2003		mai.2004		ago. 2005		out. 2006		mai. 2007	
	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR
<i>Alibertia macrophylla</i>	781	11	625	5	625	8	1719	12	1406	13	350	7	475	7	475	10	275	4	250	5
<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	625	9	1250	11	313	4	1250	9	1250	11	50	1	100	1	100	2	125	2	75	2
<i>Erythroxylum daphnites</i>	469	7	781	7	469	6	625	4	781	7	325	6	675	10	225	5	300	5	275	6
<i>Aspidosperma subincanum</i>			938	8			2031	14	469	4	275	5	300	4			225	4	225	5
<i>Protium heptaphyllum</i>	313	5	156	1	313	4	625	4	625	6	400	8	425	6	525	11	600	10	400	9
<i>Qualea multiflora</i>			781	7	469	6	781	5	625	6	300	6	350	5	275	6	375	6	300	6
<i>Rudgea viburnoides</i>	625	9	938	8	313	4			469	4	75	1	75	1	75	2			50	1
<i>Myrcia rostrata</i>	156	2	313	3					156	1	550	10	425	6	325	7	250	4	200	4
<i>Coussarea hydrangeifolia</i>	156	2			156	2	469	3	469	4	250	5	175	3	250	5	225	4	75	2
<i>Magonia pubescens</i>	313	5	625	5	313	4	313	2	469	4					25	1			25	1
<i>Roupala montana</i>	625	9	313	3	469	6	156	1	313	3	25	<1	25	<1			50	1	25	1
<i>Matayba guianensis</i>			469	4			625	4			125	2	175	3	150	3	275	4	150	3
<i>Simarouba versicolor</i>	313	5	469	4	313	4	313	2	156	1	25	<1	50	1	25	1			50	1
<i>Virola sebifera</i>							156	1	156	1	225	4	300	4	250	5	300	5	300	6
<i>Vatairea macrocarpa</i>	469	7	313	3	156	2					25	<1	225	3	175	4	75	1	200	4
<i>Anadenanthera colubrina</i>	156	2	313	3	469	6	313	2	313	3	25	<1	25	<1	25	1				
<i>Heisteria ovata</i>			156	1			156	1	156	1	275	5	225	3	225	5	275	4	150	3
<i>Handroanthus impetiginosus</i>			469	4			781	5	313	3							25	<1		
<i>Aspidosperma discolor</i>			156	1	938	12			156	1	50	1	75	1	50	1	75	1	75	2
<i>Casearia sylvestris</i>	313	5	156	1	469	6	156	1			50	1			75	2	175	3	25	1
<i>Astronium fraxinifolium</i>					313	4	313	2	156	1	125	2	175	3	75	2	100	2	100	2
<i>Vochysia tucanorum</i>			156	1	156	2	156	1			150	3	175	3	100	2	200	3		
<i>Bauhinia rufa</i>							156	1	625	6							100	2	150	3
<i>Qualea grandiflora</i>	313	5	313	3					156	1	25	<1	75	1	25	1	25	<1		
<i>Hymenaea courbaril</i>			156	1			156	1			125	2	175	3	75	2	150	2	50	1

Tabela 5.2. continuação...

Espécies	Plântulas										Arvoretas									
	out. 2003		mai. 2004		ago. 2005		out. 2006		mai. 2007		out. 2003		mai.2004		ago. 2005		out. 2006		mai. 2007	
	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR
<i>Aspidosperma parvifolium</i>					625	8									225	5				
<i>Maprounea guianensis</i>			156	1			313	2	156	1			50	1			75	1	50	1
<i>Emmotum nitens</i>	156	2	156	1	156	2			156	1							25	<1	25	1
<i>Plenckia populnea</i>							313	2	156	1	50	1	50	1	50	1	25	<1	25	1
<i>Himatanthus obovatus</i>	156	2					156	1			100	2	75	1	50	1	75	1	50	1
<i>Machaerium acutifolium</i>							156	1	313	3	75	1	25	<1			25	<1	25	1
<i>Copaifera langsdorffii</i>			156	1	156	2					50	1	75	1	100	2	50	1	25	1
<i>Cupania vernalis</i>	156	2			156	2					25	<1	25	<1	25	1	75	1	25	1
<i>Dilodendron bipinnatum</i>			156	1			156	1	156	1										
<i>Pouteria gardnerii</i>							156	1									175	3	100	2
<i>Pouteria ramiflora</i>			156	1							125	2	150	2						
<i>Bauhinia cupulata</i>			313	3									100	1						
<i>Vochysia haenkeana</i>									156	1	50	1			25	1			175	4
<i>Terminalia brasiliensis</i>											100	2	150	2	50	1	75	1	25	1
<i>Acosmium subelegans</i>							313	2									75	1		
<i>Inga cylindrica</i>							156	1			75	1	75	1	25	1	50	1		
<i>Luehea divaricata</i>			156	1							50	1	50	1	50	1	50	1	25	1
<i>Siparuna guianensis</i>	156	2									25	<1	50	1	25	1	100	2	25	1
<i>Xylopia aromatica</i>											50	1	50	1	50	1	100	2	125	3
<i>Apuleia leiocarpa</i>											25	<1	100	1	50	1	100	2	75	2
<i>Brosimum gaudichaudii</i>			156	1									50	1	75	2			50	1
<i>Handroanthus roseoalbus</i>							156	1					50	1			75	1	50	1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	156	2									25	<1	25	<1			50	1	50	1
<i>Dipteryx alata</i>					156	2									25	1	75	1	25	1
<i>Byrsonima crassa</i>											25	<1	75	1	50	1	100	2	25	1
<i>Myrcia sellowiana</i>											75	1	100	1			25	<1	50	1

Tabela 5.2. continuação...

Espécies	Plântulas										Arvoretas											
	out. 2003		mai. 2004		ago. 2005		out. 2006		mai. 2007		out. 2003		mai.2004		ago. 2005		out. 2006		mai. 2007			
	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR		
<i>Myrciaria glanduliflora</i>											150	3	25	<1	75	2						
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>									156	1					50	1			25	1		
<i>Maytenus glazioviana</i>				156	2								25	<1			25	<1				
<i>Cordia trichotoma</i>											50	1			75	2	75	1				
<i>Guettarda viburnoides</i>											25	<1	100	1	25	1			50	1		
<i>Myrcia tomentosa</i>											100	2	25	<1			25	<1	50	1		
<i>Byrsonima sericea</i>							156	1									25	<1				
<i>Guapira opposita</i>									156	1							25	<1				
<i>Pseudobombax longiflorum</i>											25	<1	75	1			50	1	25	1		
<i>Handroanthus aureus</i>											25	<1	25	<1	25	1	50	1	25	1		
<i>Diospyros burchellii</i>													25	<1	50	1	50	1	25	1		
<i>Myracrodruon urundeuva</i>													50	1			25	<1	50	1		
<i>Bowdichia virgilioides</i>											25	<1	25	<1	25	1	25	<1				
<i>Platypodium elegans</i>													50	1	25	1	25	<1				
<i>Vitex polygama</i>															25	1	50	1	25	1		
<i>Maytenus floribunda</i>															50	1	25	<1				
<i>Sapium glandulatum</i>													25	<1			25	<1	25	1		
<i>Siphoneugena densiflora</i>													75	1								
<i>Agonandra brasiliensis</i>																	50	1				
<i>Casearia grandiflora</i>													50	1								
<i>Erytheca gracilipes</i>											25	<1			25	1						
<i>Maytenus robusta</i>																			50	1		
<i>Miconia burchellii</i>													25	<1	25	1						
<i>Terminalia argentea</i>											25	<1	25	<1								
<i>Anacardium occidentale</i>													25	<1								
<i>Andira paniculata</i>													25	<1								

Tabela 5.2. continuação...

Espécies	Plântulas										Arvoretas									
	out. 2003		mai. 2004		ago. 2005		out. 2006		mai. 2007		out. 2003		mai.2004		ago. 2005		out. 2006		mai. 2007	
	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>													25	<1						
<i>Byrsonima crassifolia</i>																			25	1
<i>Erytheca pubescens</i>																			25	1
<i>Guarea guidonia</i>															25	1				
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>																	25	<1		
<i>Handroanthus ochraceus</i>											25	<1								
<i>Inga alba</i>																			25	1
<i>Luehea candicans</i>															25	1				
<i>Machaerium opacum</i>															25	1				
<i>Platymiscium floribundum</i>																	25	<1		
<i>Pseudobombax tomentosum</i>											25	<1								
<i>Peltogyne confertiflora</i>																		25	<1	
<i>Rapanea ferruginea</i>																		25	<1	
<i>Tapirira guianensis</i>																		25	<1	
<i>Vochysia rufa</i>																			25	1
<i>Cheiloclinium cognatum</i>							156	1	156	1										
<i>Plathyenia reticulada</i>			156	1					156	1										
<i>Sterculia striata</i>			156	1			156	1												
<i>Tocoyena formosa</i>							313	2												
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>									156	1										
<i>Cybistax antisyphilitica</i>							156	1												
<i>Trichilia catigua</i>							156	1												
<i>Gomidesia lindeniana</i>	156	2																		
<i>Ixora brevifolia</i>	156	2																		
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	156	2																		
Total (N.ha ⁻¹)	6875		11563		7656		14219		11094		5250		6725		4975		6275		4625	

Considerando a presença e ausência de espécies nas duas categorias da regeneração natural, por avaliação, o índice de similaridade florística de Sørensen, indicou similaridade próxima a 50% entre as plântulas e arvoretas e próxima a 70% dentro das arvoretas (entre as avaliações) e de 50% dentro das plântulas (entre as avaliações) (Figura 5.5). Indicando a presença de muitas espécies comuns, tanto entre, como dentro das categorias de regeneração, apesar das flutuações na ocorrência ao longo do tempo, sugerindo que aproximadamente metade das espécies (45%) foram comuns às avaliações e categorias de regeneração em alguma ocasião do monitoramento da regeneração natural (Figura 5.5).

Dentro das categorias da regeneração, houve ainda maior similaridade florística entre avaliações próximas temporalmente do que dentro de estações climáticas (Figura 5.5), assim como, houve maior similaridade entre as arvoretas do que entre as plântulas, provavelmente porque as últimas flutuam bastante em função das oportunidades oferecidas pela dispersão de sementes. A elevada similaridade entre as arvoretas indica sustentabilidade da população, que vem se mantendo ao longo das estações do ano, nas fases pós-recrutamento. E a presença de indivíduos das espécies adultas, no dossel, em todas as categorias de regeneração natural, com similaridade florística de 44%, pelo índice de Sørensen, novamente, sugeriu estágio não muito recente de sucessão nessa floresta secundária (Figura 5.5).

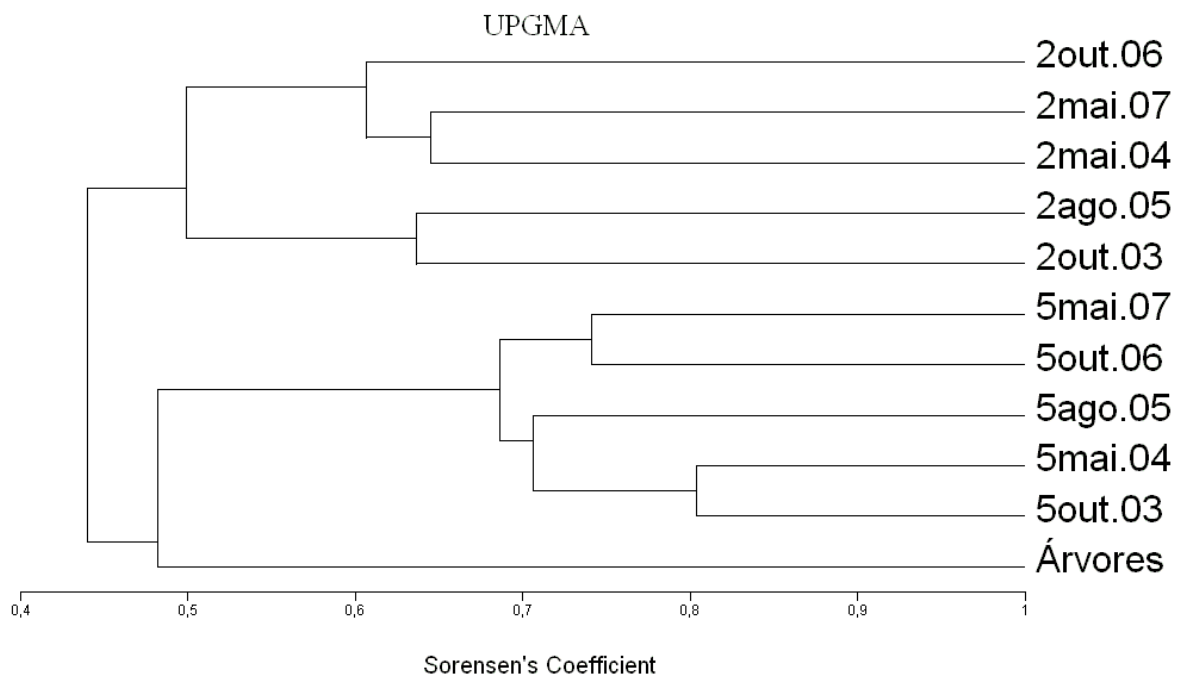


Figura 5.5. Dendrograma de similaridade florística, pela técnica de UPGMA, gerado pelo índice de Sørensen, entre plântulas (2), arvoretas (5) e árvores (CAP>9cm), por época de avaliação da regeneração natural, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.

Baseado na densidade das espécies de ocorrência comum às duas categorias de regeneração natural e às árvores adultas, na floresta (plântulas, arvoretas e árvores), em alguma ocasião do monitoramento (25% das espécies), foi verificado que existiu correlação positiva e significativa entre as categorias, indicando que as espécies com maiores números de indivíduos como árvores também possuíam grande quantidade de indivíduos na regeneração natural [coeficiente de correlação de Spearman (r_s), $r_s=0,41$, árvores *versus* plântulas; $r_s=0,71$, árvores *versus* arvoretas; e $r_s=0,33$, arvoretas *versus* plântulas; $p<0,03$].

Nas plântulas, os índices de diversidade de espécies de Shannon-Wiener variaram de 2,94nats.indv⁻¹ em outubro de 2003 a 3,17nats.indv⁻¹ em maio de 2004, não existindo diferença estatística entre nenhuma época de avaliação (teste t , $p>0,05$). Já com relação às arvoretas, os índices de diversidade de espécies variaram de 3,42nats.indv⁻¹ em outubro de 2003 a 3,59nats.indv⁻¹ em maio de 2004, apresentando diferença significativa entre avaliações para os índices encontrados entre outubro de 2003 (3,42nats.indv⁻¹) e outubro de 2006 (3,68nats.indv⁻¹) e entre agosto de 2005 (3,46nats.indv⁻¹) e outubro de 2006 (3,68nats.indv⁻¹).

Ambas as categorias da regeneração natural apresentaram ainda ampla distribuição dos indivíduos pelas espécies, apresentando índices de Pielou superiores a 0,87. Os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a equabilidade de Pielou (J) em cada avaliação são mostrados na Tabela 5.3, assim com são indicadas as diferenças estatísticas dadas pelo teste t (Zar, 1999).

Tabela 5.3. Índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equabilidade de Pielou (J), nas avaliações da regeneração natural, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Junto aos valores de H' (J) é mostrada a probabilidade da não diferença (p) entre índices de Shannon-Wiener, quando significativa ($p<0,05$), dada pelo teste t modificado (Zar, 1999).

População		out. 2003	mai. 2004	ago. 2005	out. 2006	mai.2007
Plântulas	out. 2003	2,91(0,94)				
	mai. 2004		3,17(0,92)			
	ago. 2005			2,94(0,95)		
	out. 2006				3,15(0,88)	
	mai.2007					3,13(0,91)
Arvoretas	out. 2003	3,42(0,87)				
	mai. 2004		3,59(0,88)			
	ago. 2005			3,46(0,87)		
	out. 2006	p=0,03		p=0,01	3,68(0,89)	
	mai.2007					3,58(0,89)

Com relação à estrutura das categorias da regeneração natural, verificou-se que as plântulas distribuíram-se entre 0,05m até 1,0m, com 50% delas entre 0,15m e 0,43m, sendo a

mediana de 0,26m e a média 0.33m. As arvoretas distribuíram-se entre 1,05m e 6,8m, com 50% delas entre 1,7m e 3,1m, apresentando média de 2,5m e mediana de 2,3m (Figura 5.6).

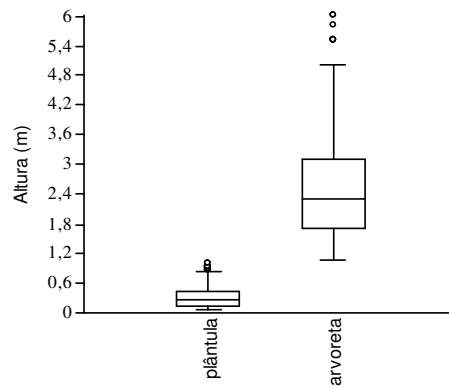


Figura 5.6. Distribuição das alturas das plântulas e arvoretas presentes na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.

Verificou-se diferença estatística nas alturas médias das plântulas entre outubro de 2003 (0,45m) e agosto de 2005 (0,24m) e entre outubro de 2003 (0,45m) e outubro de 2006 (0,31m) (Tukey, $p < 0,05$; homogeneidade de variâncias – Levene, $p = 0,29$). Nas arvoretas a diferença estatística foi encontrada somente entre as alturas médias em outubro de 2003 (2,3m) contra maio de 2007 (2,6m) (Tukey, $p < 0,05$; homogeneidade de variâncias – Levene, $p = 0,21$) (Figura 5.7).

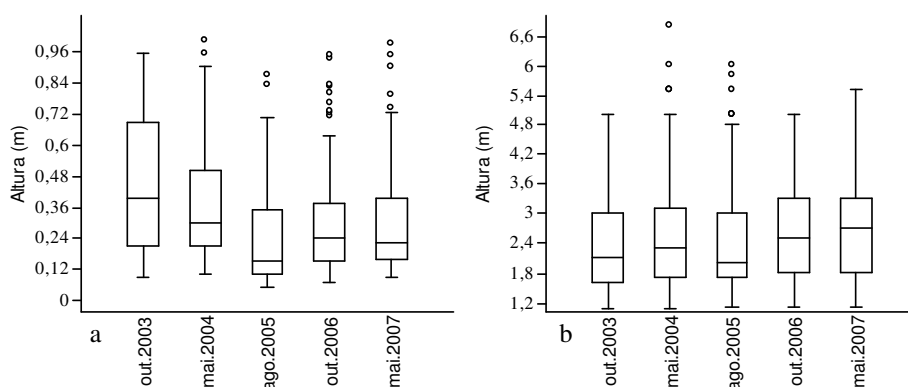


Figura 5.7. Distribuição das alturas das plântulas (a) e arvoretas (b), por época de avaliação, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. A indicação dos meses foi abreviada.

5.3.2 – Influência dos tratamentos silviculturais e de fatores ambientais na dinâmica da regeneração natural

A caracterização da regeneração natural ao longo do tempo indica que a composição florística foi mais similar dentro das plântulas e arvoretas do que entre elas e entre as árvores adultas. Como consequência, quando analisada a composição florística das parcelas, através de uma ordenação por Análise de Correspondência Canônica, relacionando-a às características ambientais das parcelas, como porcentagem de sombreamento na estação chuvosa (Capítulo 7), declividade do terreno e porcentagem de cobertura do solo por vegetação (Capítulo 8), foi possível identificar a maior influência do ambiente do que dos tratamentos na composição florística.

De acordo com a ordenação (CCA), a influência dos tratamentos silviculturais ou dos fatores ambientais na presença ou na abundância das espécies pode ser determinada pela proximidade das parcelas, sob os mesmos tratamentos ou localizadas em ambientes similares (bloco), aos vetores com os valores das variáveis ambientais, o que na capoeira esteve mais associada aos blocos, com exceções (Figuras 5.8 e 5.9).

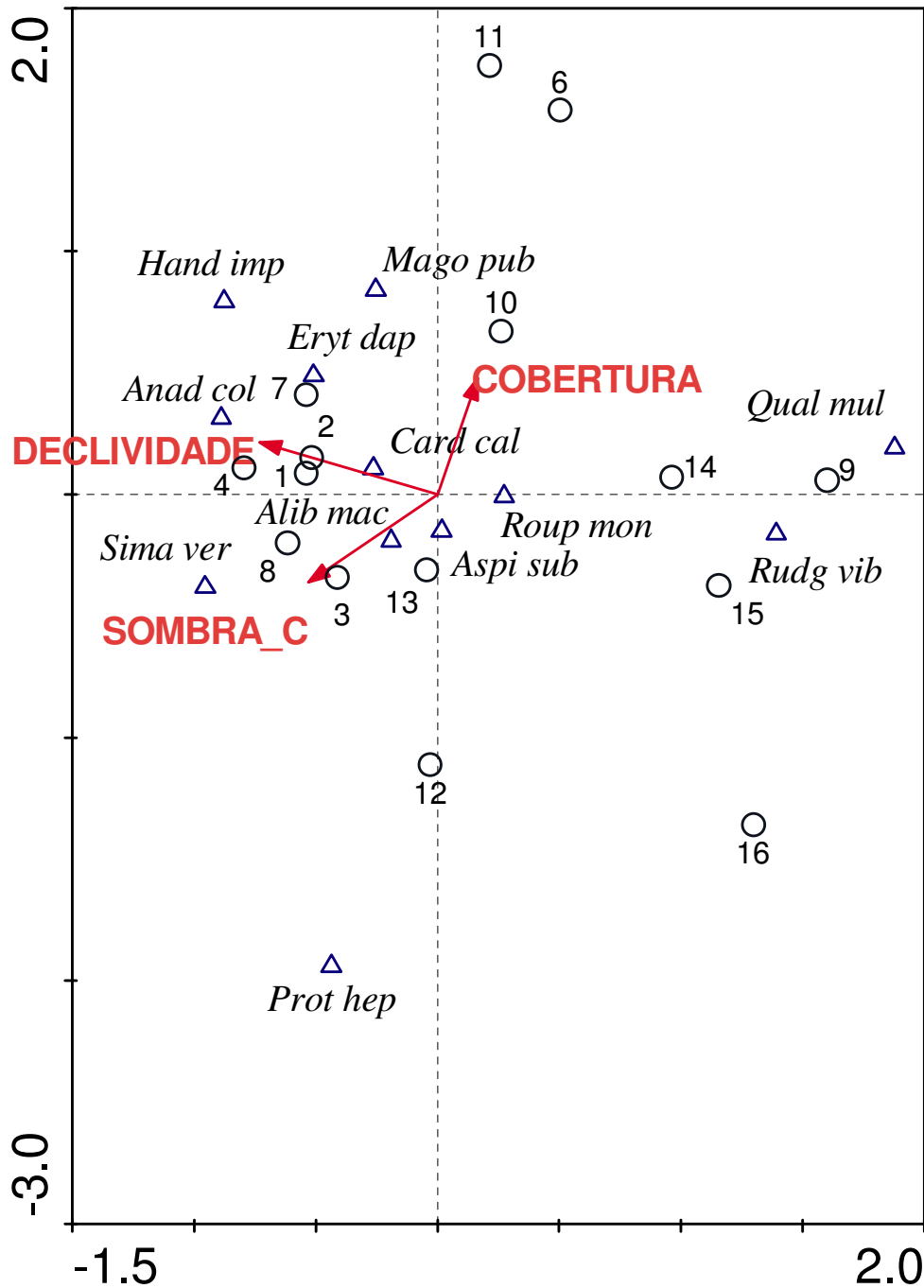


Figura 5.8. Diagrama de ordenação gerado pela Análise Correspondência Canônica, realizada com as plântulas (espécies com mais de 9 indivíduos), entre as parcelas experimentais, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. As parcelas foram identificadas por seus números (1 a 16). Os nomes das espécies foram indicados pelas iniciais de cada nome do binômio e a correta identificação pode ser encontrada na Tabela 5.3.

As variáveis ambientais foram cobertura (porcentagem de cobertura do solo), sombra_c (porcentagem de sombreamento na estação chuvosa) e declividade (declividade do terreno, em porcentagem). Notar a ausência da parcela 5 por não apresentar nenhuma espécie com mais de nove indivíduos ao longo das avaliações.

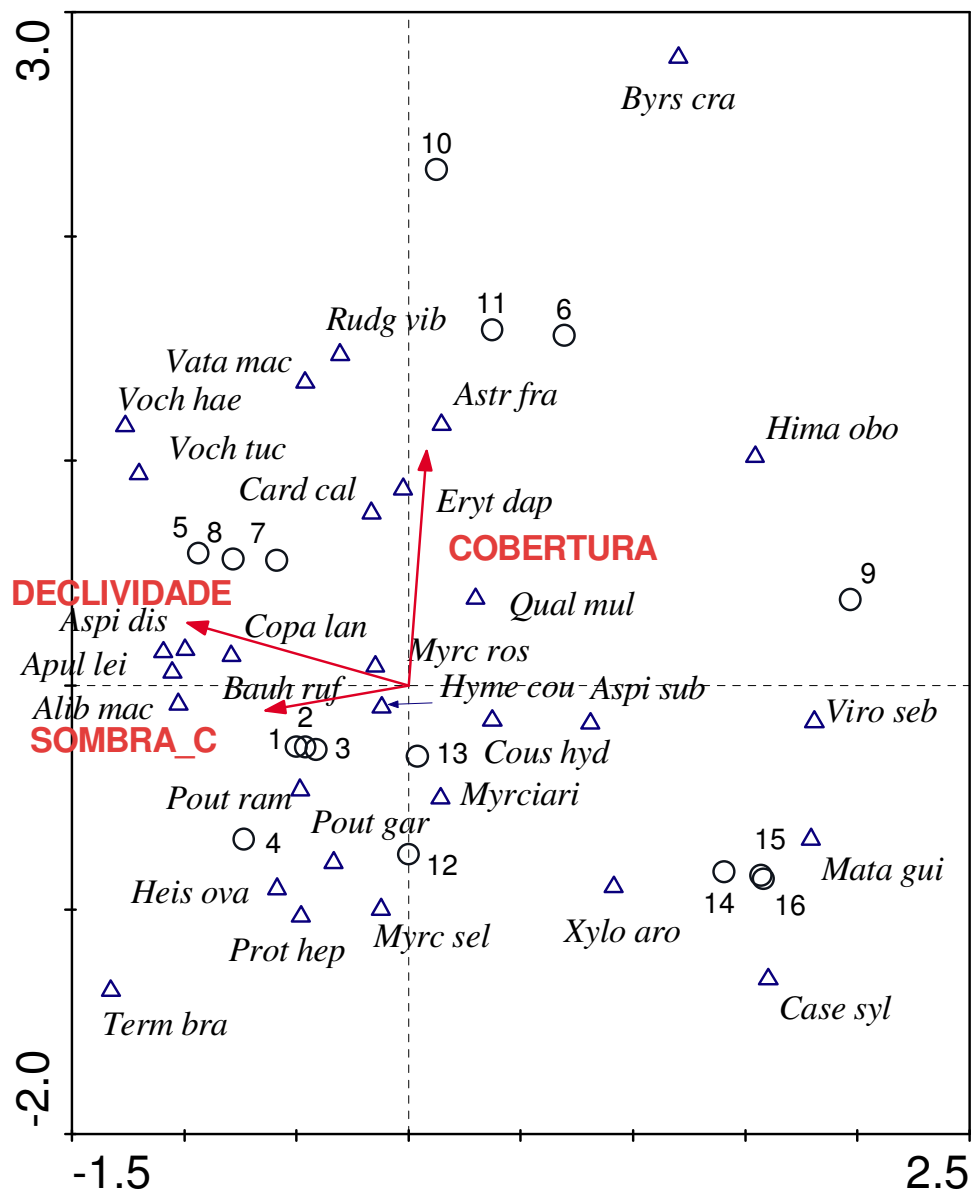


Figura 5.9. Diagrama de ordenação gerado pela Análise Correspondência Canônica, realizada com as arvoretas (espécies com mais de 9 indivíduos), entre as parcelas experimentais, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. As parcelas foram identificadas por seus números (1 a 16). Os nomes das espécies foram indicados pelas iniciais de cada nome do binômio e a correta identificação pode ser encontrada na Tabela 5.3. As variáveis ambientais foram cobertura (porcentagem de cobertura do solo por gramíneas), sombra_c (porcentagem de sombreamento na estação chuvosa) e declividade (declividade do terreno, em porcentagem).

As Análises de Correspondência Canônica realizadas na capoeira permitiram identificar agrupamentos de espécies em relação às parcelas e variáveis ambientais, sendo que entre as plântulas e as arvoretas, os grupos formados foram similares entre si, com algumas

exceções, que estiveram relacionadas, principalmente, ao menor número de indivíduos presentes como plântulas.

Os agrupamentos ocorreram, notadamente, em função do gradiente ambiental, posicionando juntas, parcelas com características ambientais e florísticas similares.

Nas plântulas, primeiramente foram identificados dois grupos em função do percentual de sombreamento e da declividade do terreno *versus* percentual de cobertura do solo.

No grupo das parcelas com maior sombreamento e declividade do terreno, ficaram posicionadas a maior parte das espécies (63%), *Anadenanthera colubrina*, *Erythroxylum daphnites*, *Cardiopetalum calophyllum*, *Alibertia macrophylla*, *Aspidosperma subincanum*, *Simarouba versicolor* e *Handroanthus impetiginosus*. Neste grupo, encontram-se espécies preferenciais de sombra (Felfili *et al.*, 2000) e que possuem afinidade com matas de galeria (Silva Junior *et al.*, 2001), como as três primeiras, espécies de floresta estacional em ambientes declivosos e mais férteis como as duas seguintes e espécies comuns entre as matas e o cerrado *sensu stricto* e o cerradão como as duas últimas (Mendonça *et al.*, 1998). Essas espécies foram encontradas nos blocos 1 e 2 do delineamento experimental, que correspondeu aos ambientes sob influência ripária (Capítulo 4), sugerindo que na categoria, muitas plântulas recém-germinaram e ainda dependem de reservas cotiledonares, mostrando resposta menor às condições do meio do que as arvoretas já estabelecidas.

Por outro lado, o segundo grupo de plântulas reuniu as parcelas dos blocos 3 e 4, sob maior influência de cerrado *sensu stricto*. Essas parcelas apresentaram menor sombreamento, menor declividade e maior percentual de cobertura, características que possivelmente influenciaram a menor riqueza florística e a presença de espécies com maior afinidade com o cerrado *sensu stricto*, como *Roupala montana* e *Qualea multiflora* (Felfili *et al.*, 2001), além de *Rudgea viburnoides*, que é mais associada a matas de galeria (Silva Junior *et al.*, 2001). Nesse grupo, verificou-se que as parcelas com os maiores percentuais de cobertura do solo ocupado por vegetação, que variou de 65% a 85% (parcelas 6, 10 e 11), como descrito no Capítulo 8, não estiveram associadas a nenhuma espécie e isso ocorreu, provavelmente, pela influência dessa cobertura do solo, competindo no estabelecimento das plântulas.

Nas arvoretas, houve tendência similar às plântulas com relação aos fatores ambientais. Formou-se um grupo composto das parcelas dos blocos 1 (parcelas 1 a 4) e do bloco 2 (parcelas 5, 7 e 8), que estiveram associadas às maiores declividades do terreno e percentuais de sombreamento na estação chuvosa, além de possuírem os menores percentuais de cobertura do solo. Nesse grupo as espécies preferenciais foram *Aspidosperma discolor*, *Apuleia leiocarpa*, *Alibertia macrophylla*, *Bauhinia rufa*, *Copaifera langsdorffii*, *Hymenaea*

courbaril, *Myrcia rostrata* e *Pouteria ramiflora*, fortemente associadas e *Pouteria gardnerii*, *Heisteria ovata*, *Protium heptaphyllum*, *Vochysia tucanorum* e *Vochysia haenkeana*, sob menor influência dos fatores ambientais. No entanto, essas espécies também foram registradas em matas de galeria na região (Silva Junior *et al.*, 2001), sendo ainda preferências de sombra, na maioria, como *Aspidosperma discolor*, *Alibertia macrophylla*, *Myrcia rostrata*, *Pouteria ramiflora* e *Protium heptaphyllum* (Felfili *et al.*, 2000), o que pode explicar suas ocorrências nessas parcelas.

Ainda nas arvoretas foi formado outro grupo, em função da porcentagem de cobertura do solo, assemelhando-se ao grupo formado pelas plântulas, pois, sob maior cobertura, verificou-se menor quantidade de espécies na regeneração natural (20%), *Astronium fraxinifolium*, *Erythroxylum daphnites*, *Cardiopetalum calophyllum*, *Vatairea macrocarpa*, *Rudgea viburnoides* e *Qualea multiflora*. Essas espécies são de ocorrência mais comum em áreas de matas de galeria (Silva Junior *et al.*, 2001; Felfili *et al.*, 2000), sendo *Vatairea macrocarpa* e *Qualea multiflora* as espécies mais associadas ao cerrado *sensu stricto* (Felfili *et al.*, 2001). Nesse grupo houve uma tendência às espécies aproximarem-se a parcelas do bloco 4 (parcelas 10 e 11), sob maior influência do cerrado *sensu stricto*, assim como à parcela 6 (bloco 2), provavelmente devido à maior cobertura do solo por vegetação (Capítulo 8).

5.4 – DISCUSSÃO

5.4.1 – Dinâmica das populações de plântulas e arvoretas na regeneração natural

O número de indivíduos encontrados como plântulas e como arvoretas na floresta secundária ao longo do tempo variou bastante comparado a outras formações florestais, sob condições climáticas semelhantes e com limites de inclusão na amostragem parecidos.

Os resultados desse estudo foram superiores aos encontrados por Campos & Landgraf (2001) em mata subperenifólia com ocorrência de espécies de cerrado *sensu stricto*, no sudeste do Brasil (3.770indv.ha⁻¹ a 4.510indv.ha⁻¹) e por Marra *et al.* (2007) (9.600indv.ha⁻¹, plântulas mais arvoretas) e inferiores aos encontrados por Gonzaga *et al.* (2007) (44.000indv.ha⁻¹, plântulas mais arvoretas) ambos em florestas decíduais de afloramento calcário no Brasil Central. Ficaram abaixo também dos valores encontrados em matas de galeria no Brasil Central por Felfili (1997b) (entre 31.492indv.ha⁻¹ e 19.807indv.ha⁻¹ - plântulas; e entre 9.600indv.ha⁻¹ e 5798indv.ha⁻¹ - arvoretas), em seis anos, em mata preservada. Em mata de galeria perturbada a densidade variou muito dentro das categorias

(entre 23.083indv.ha⁻¹ e 6.050indv.ha⁻¹ - plântulas; e entre 6.050indv.ha⁻¹ e 2.184indv.ha⁻¹ - arvoretas), ao longo de 24 anos (Oliveira & Felfili, 2005).

Essa variação entre e dentro de formações florestais distintas, sob condições climáticas semelhantes, indica que ambientes úmidos e preservados tendem a apresentar menor variação ao longo do tempo em relação aos perturbados. Estes últimos podem se assemelhar a ambientes mais secos de florestas estacionais devido, provavelmente, à maior abertura no dossel.

Os padrões florísticos podem ter sido resultados ainda da diferença entre a abundância na produção de sementes das espécies, síndromes de dispersão das sementes, disponibilidade de sementes germináveis no banco de sementes do solo e ocorrência de pequenos microssítios adequados à germinação das sementes e crescimento das plântulas (Rusch, 1992).

A maior densidade de plântulas em relação às arvoretas é característica normal da sucessão florestal, pois sob competição, somente poucas plântulas sobrevivem e crescem à idade adulta (Peet & Christensen, 1987), conferindo estrutura irregular às comunidades nativas em regime normal de sucessão florestal, com maior quantidade de indivíduos de pequeno porte em relação aos de maior porte na floresta (Richards, 1996).

A alta similaridade florística entre e dentro das categorias da regeneração natural na floresta secundária pode estar relacionada ao tamanho da área experimental, considerada pequena (1,2 hectares), com as parcelas lindeiras umas às outras, o que possibilitaria a troca de sementes entre praticamente todas as parcelas do experimento. Inclusive a composição florística pode ser influenciada pela topografia local, com maior chance de sucesso na dispersão de sementes relacionado às árvores localizadas nas partes mais altas do terreno, que seriam mais eficientes em relação às posicionadas nas áreas mais baixas.

A pequena variação ao longo do tempo entre os índices de diversidade de espécies encontrados na floresta secundária também foi encontrada por Higuchi *et al.* (2006) em floresta estacional semidecídua, em Viçosa, MG, variando de 3,45nats.indv⁻¹ a 3,67nats.indv⁻¹ em oito anos, mas foi diferente do encontrado por Souza *et al.* (2002) em floresta ombrófila densa oito anos após corte de cipós, passando de 4,35nats.indv⁻¹ para 5,00nats.indv⁻¹, lembrando que valores acima de 3 no índice de Shannon-Wiener são considerados elevados (Magurran, 1988; Kent & Coker, 1992).

As variações na riqueza e na abundância de espécies na regeneração natural são muito comuns em florestas tropicais, sendo mais intensas em florestas estacionais em função das estações secas periódicas, conferindo maior recrutamento às estações chuvosas e maior mortalidade às estações secas, como apontado nos trabalhos de Lieberman & Li (1992),

Gerhardt (1996), Marod *et al.* (2002), McLaren & McDonald (2003c) e Ceccon *et al.* (2004) em florestas estacionais em Gana, na Tailândia, na Jamaica e no México, respectivamente. Além disso, variações anuais nos regimes de chuvas em florestas úmidas também influenciam o recrutamento e a mortalidade das espécies, ocorrendo maior mortalidade associada a déficit hídrico, conforme Souza *et al.* (2002) em floresta ombrófila densa secundária em Minas Gerais, no Brasil e Metz *et al.* (2008) no Panamá, comparando florestas tropicais com diferentes variações no regime de chuvas. Esse comportamento foi considerado natural em florestas estacionais, principalmente nas populações mais jovens (plântulas), não existindo declínio nas populações, ao longo do tempo, sob regime normal de sucessão florestal (Gerhardt & Håkan, 1992).

O comportamento das espécies pode ainda, sofrer influência de fatores ambientais como heterogeneidade do solo, pequenos distúrbios, microtopografia, herbivoria e também sofrer influência de fatores endógenos, como hábito de crescimento das espécies dominantes (Rusch, 1992), tornando o padrão da comunidade muito dinâmico, pois esses fatores podem atuar em todos os estágios da sucessão florestal. Adicionalmente, as diferenças encontradas entre as plântulas e arvoretas em florestas estacionais ao longo do tempo, podem ser devidas à maior susceptibilidade dos indivíduos de menor porte, plântulas, às condições ambientais adversas que são mais intensas nas estações secas, como estresse hídrico do solo, alta temperatura e alta intensidade de irradiação solar, que poderia levar ao dessecamento e morte das plantas (Lieberman & Li, 1992; McLaren & McDonald, 2003a, b; Vieira & Scariot, 2006c).

As plântulas são mais susceptíveis ainda por não possuírem raízes profundas capazes de captar água a maiores profundidades no solo (Metz *et al.*, 2008), além de estarem mais sujeitas a danos físicos em decorrência da queda de galhos e árvores na floresta e por serem mais suscetíveis ao pisoteio por animais e ao ataque por patógenos (Batista & Maguire 1998; Rolin *et al.*, 1999; Marod *et al.*, 2002). Podem também ser mais facilmente estranguladas ou quebradas pela presença de lianas (Germing, 2001).

A maior susceptibilidade das plântulas ao ambiente foi refletida na distribuição das alturas das plantas em regeneração, que variou bastante ao longo do tempo, sugerindo atividades dinâmicas intensas nessa categoria de regeneração, com mortalidade relacionada mais ao ambiente do que à competição entre plântulas e com os demais estratos da floresta. Ocorrendo o contrário nas arvoretas, que estariam sob maior competição entre si e com as árvores no dossel, mas que sobrevivem, em grande parte, às condições adversas impostas pelo período seco.

A relação arvoretas/plântulas em comunidades florestais pode indicar a taxa de mudança entre as categorias de regeneração na floresta, sendo que em comunidades clímax tende a ser constante ao longo do tempo, sugerindo que as perdas relacionadas à mortalidade somadas aos egressos às classes superiores são compensadas pelo ingresso e recrutamento nas classes inferiores, mantendo-se o estado de equilíbrio, o que corresponde ao coeficiente de De Liocourt (O'Hara, 2002). Mas essa estrutura não foi encontrada na capoeira em estudo, onde houve grande variação entre os estratos ao longo do tempo, variando de 41% a 76%. Mesmo entre as estações chuvosas, onde os processos ecológicos são mais intensos, houve variação na proporção de arvoretas para plântulas ao longo do tempo.

De certo modo, a variação na proporção de arvoretas para plântulas na capoeira era esperada, demonstrando o estágio avançado de regeneração, mas não maduro o que caracteriza, de certa forma as capoeiras, florestas secundárias. Ao contrário do encontrado em mata de galeria bem preservada no Brasil Central, que apresentou taxas constantes entre plântulas e arvoretas ao longo do tempo, de 25% a 30% (Felfili, 1997b), corroborando as diferenças nos estágios sucessionais dessas matas, capoeira *versus* mata preservada, mesmo sendo tipologias florestais distintas.

5.4.2 – Influência dos tratamentos silviculturais e de fatores ambientais na dinâmica da regeneração natural

As Análises de Correspondência Canônica permitiram identificar que os padrões de distribuição das espécies estiveram associados mais ao gradiente ambiental do que às mudanças provocadas pelos tratamentos silviculturais. Provavelmente isto ocorreu porque os tratamentos foram considerados de impacto reduzido e por não visarem diretamente a regeneração natural e sim, a liberação da competição para árvores adultas, não permitindo a invasão por espécies competidoras que poderiam interferir negativamente na regeneração natural.

A maior concentração de espécies nas parcelas mais sombreadas e sob maior umidade, também foi encontrada em outros estudos envolvendo tratamentos silviculturais, tanto em florestas estacionalmente secas (McLaren & McDonald, 2003b, c), como úmidas (Kariuki *et al.*, 2006). Desse modo, em sítios sombreados há tendência em encontrar maior densidade de plântulas, contra sítios abertos, em decorrência de condições dessecantes nesses últimos (Lieberman & Li, 1992).

Estudos indicam também que desbastes de refinamento do sub-bosque foram significativos no desenvolvimento da regeneração natural, em floresta semidecídua, na

estação chuvosa, mas, prejudiciais na estação seca, provavelmente por intensificar as condições dessecantes às plântulas nesse período (Gerhardt, 1996; McLaren & McDonald, 2003b).

Na cobertura do solo, foram encontradas principalmente gramíneas dos gêneros *Melinis* e *Paspalum*, sendo a primeira exótica e a segunda nativa das florestas semidecíduais (ver Capítulo 8 para melhor caracterização dessas espécies). Mas, apesar da presença dessas espécies no sub-bosque da floresta em estudo, não houve redução da regeneração natural ao longo do tempo, em função da cobertura, em nenhum ambiente (bloco). Pois como visto, a regeneração esteve relacionada às estações climáticas.

Isso significa que os tratamentos não influenciaram na presença das gramíneas, confirmando a hipótese em estudo. Mesmo porque, as gramíneas já estavam presentes na floresta antes da aplicação dos tratamentos silviculturais, como foi observado durante o inventário florestal preliminar à implantação dos tratamentos.

Além disso, a relação das espécies com os fatores ambientais também foi bastante marcante e seguiu o gradiente ambiental, com a presença de espécies preferenciais de matas úmidas associadas às parcelas mais úmidas e sombreadas e as preferenciais de cerrado, ocorrendo em parcelas mais abertas e secas, com influência de cerrado.

Apesar das tendências encontradas na associação de espécies, tanto nas plântulas como nas arvoretas, aos fatores ambientais, principalmente sombreamento e influência ripária, deve-se lembrar que a Análise de Correspondência Canônica é uma análise direta de gradientes e que agrupa a composição florística aos fatores ambientais mensurados, que neste caso, representaram 77,1% da variação total nas plântulas e 81,5% da variação total nas arvoretas, apresentando autovalores de 0,294 e 0,235, nos dois primeiros eixos da ordenação, nas plântulas e de 0,370 e 0,144 nas arvoretas, respectivamente,

Discute-se ainda na literatura que em nível de comunidades, os processos de recrutamento de plântulas são altamente estocásticos, dependendo da dispersão de sementes, produção de sementes, disponibilidade de sementes viáveis e ocorrência de pequenos microssítios adequados para a germinação (Rusch, 1992). O que torna esses estudos fundamentais no entendimento do funcionamento desses ecossistemas, para melhor manejá-los, promovendo a recuperação e a manutenção desses ambientes e inseri-los no contexto do desenvolvimento regional sustentável a partir da utilização racional dos recursos florestais.

5.5 – CONCLUSÃO

Esse estudo da regeneração natural na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, comprovou que as plântulas foram mais dinâmicas do que as arvoretas, variando em função da estacionalidade climática, como discutido na literatura. Sendo a diferença associada, principalmente, aos estágios de sucessão da floresta secundária.

Foi confirmado que os gradientes ambientais, que variaram da influência ripária para o cerrado *sensu stricto* influenciaram mais a composição florística do que os tratamentos silviculturais. Portanto, a hipótese de que os tratamentos silviculturais não favoreceram a invasão por espécies oportunistas pôde ser comprovada, pois, ao longo do tempo, a regeneração natural variou em função da sazonalidade climática e do ambiente.

Além disso, foi confirmado o estágio avançado de regeneração da capoeira, pois em relação à composição florística, existiu similaridade entre as populações, acima de 40%, inclusive em relação às árvores adultas, demonstrando que espécies presentes no dossel também possuíam indivíduos em todas as fases da regeneração natural.

A presença de espécies de valor comercial madeireiro na regeneração, como *Hymenaea courbaril*, *Astronium fraxinifolium*, *Virola sebifera*, *Copaifera langsdorffii*, *Apuleia leiocarpa*, *Aspidosperma discolor*, *Vochysia haenkeana*, *V. tucanorum*, *Qualea multiflora*, *Handroanthus impetiginosus* e *Anadenanthera colubrina*, ressalta o potencial de manejo dessa floresta para produção de madeira, visando seu aproveitamento de modo sustentável.

Como estratégia de conservação, sugere-se acompanhar o comportamento de possíveis invasoras, especialmente gramíneas, que poderiam interferir negativamente na regeneração natural, comprometendo a sustentabilidade da produção em longo prazo.

6 – DESENVOLVIMENTO INICIAL DE *Dipteryx alata* Vogel e *Myracrodruon urundeuva* Allemão EM SISTEMA DE PLANTIO DE ENRIQUECIMENTO DE UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA, EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS.

6.1 – INTRODUÇÃO

A regeneração natural em ambientes florestais em sucessão secundária, capoeiras, é caracterizada, principalmente, pela ausência, ou baixa presença, de espécies de alto valor comercial, como resultado da exploração dos indivíduos de maior porte dessas espécies na floresta (Brown & Lugo, 1990). Além disso, a exploração da floresta altera as condições ambientais no sub-bosque, sobretudo, em relação à incidência de radiação solar, pela abertura do dossel (Tabarelli *et al.*, 1999), o que favorece espécies invasoras, especialmente cipós, que são capazes de inibir a regeneração das espécies arbustivo-arbóreas nativas (Tabarelli & Mantovani, 2000; Tabanez & Viana, 2000).

A origem dessas novas colonizadoras pode ser o banco de sementes do solo e/ou as rebrotas de raízes e de troncos dos indivíduos sobreviventes à criação das clareiras (Richards, 1996; Lima, 2005). Quando a regeneração é determinada pelo banco de sementes do solo, a recomposição da vegetação fica condicionada às probabilidades de chegada e sobrevivência das sementes em um determinado local. Provavelmente, a chegada de sementes é determinada pelo modo de dispersão e a sobrevivência pela dormência e pelas interações de cada espécie com o ambiente, patógenos e predadores na floresta (Schupp *et al.*, 1989).

Em florestas estacionais, a estratégia do banco de sementes pode ajudar a evitar a alta mortalidade de plântulas provocada pela seca, fogo e patógenos, o que aumenta a probabilidade de recrutamento através da germinação, em resposta a condições favoráveis, na estação chuvosa (Marod *et al.*, 2002). Em contrapartida, nas capoeiras, a falta de sementes no solo, a competição com gramíneas e a falta de nutrientes do solo, somada à sua compactação, podem tornar a regeneração natural mais lenta, comprometendo a sobrevivência das plantas com a chegada da estação seca (Cubiña & Aide, 2001).

Em consequência dessa menor probabilidade de estabelecimento via sementes, a habilidade em rebrotar torna-se o mecanismo de regeneração mais comum e mais importante nessas capoeiras de florestas tropicais estacionais (Karin & Håkan, 1992; Vieira e Scariot, 2006b). Além disso, a regeneração por rebrotas elimina o estágio de vida mais vulnerável à

predação, dessecação e sobrevivência, iniciando o processo de sucessão a partir de um estágio mais vigoroso, os brotos (Kammesheidt, 1999).

Rebrotas e germinação de sementes são mecanismos naturais de regeneração florestal. No entanto, a regeneração pode também sofrer interferência antrópica, como através de semeaduras diretas, como realizado por Mattei & Rosenthal (2002) ou de plantios de mudas no interior das matas e/ou clareiras, o que é chamado de sistema de plantio de enriquecimento (Karin & Håkan, 1992; Hosokawa *et al.*, 1998).

Plantios de enriquecimentos visam, então, melhorar a qualidade da regeneração, pela introdução de espécies interessantes ecológica e/ou economicamente na região, sendo que, as espécies apropriadas ao plantio devem ser escolhidas com base no conhecimento sobre seus desempenhos e de seus benefícios ambientais e econômicos (Hosokawa *et al.*, 1998). Localmente, o método de plantio de enriquecimento vai depender da disponibilidade de sementes e mudas e da existência de informações sobre as características silviculturais e de manejo, o que é fundamental para o sucesso dos plantios (Khurana & Singh, 2001).

Escolher espécies nativas da região é mais adequado, pois, teoricamente, estão mais adaptadas às condições ambientais locais; geralmente, existe disponibilidade de sementes; os fazendeiros estão familiarizados com elas e com seus usos. Além disso, essa escolha ajuda na preservação da diversidade genética regional e contribui para a manutenção da composição da flora e fauna locais (Montagnini, 2001).

As espécies plantadas em sistemas de plantio de enriquecimento podem ser favorecidas pela cobertura do dossel, que atua na manutenção da temperatura e da umidade local. Essas espécies são também beneficiadas pela proteção que a vegetação nativa oferece contra erosão do solo e lixiviação de nutrientes (Mesquita, 2000).

A cobertura do dossel atua como facilitadora no desenvolvimento das plantas (Callaway & Walker, 1997). Por outro lado, a competição com outras espécies pode prejudicar a sobrevivência e o estabelecimento das mudas (Mesquita, 2000). Conforme Khurana & Sing (2001), a facilitação é mais intensa no período chuvoso, quando os processos ecológicos são mais evidentes.

Estudos indicam grande potencial de sucesso para plantios de enriquecimento em florestas secundárias no Brasil (Engel & Poggiani, 1990; d'Oliveira, 2000; Paiva & Poggiani, 2000; Leite, 2002; Coutinho *et al.*, 2003) e em outras partes do mundo (Parrota, 1992; Calvo-Alvarado & Richter, 2007). Pesquisas sobre desenvolvimento inicial de espécies do Cerrado têm demonstrado que espécies desse bioma apresentam plasticidade quanto à tolerância à luz, a maioria das que se desenvolve bem sob condições intermediárias de luminosidade

apresentam bom desempenho também a pleno sol (Felfili *et al.*, 1999; Figueirôa *et al.*, 2004; Ramos *et al.*, 2004). Considera-se que é fundamental investigar também o desempenho das espécies e das suas capacidades para competir com a vegetação nativa já existente, antes de recomendá-las para trabalhos de enriquecimento florestal (Blain & Kellman, 1991; Fetene & Feleke, 2001; Pinard *et al.*, 1999; Grogan *et al.*, 2005).

Neste estudo, partiu-se da hipótese de que duas espécies arbóreas que fazem parte das formações lenhosas do bioma Cerrado, *Dipteryx alata* e *Myracrodruon urundeuva*, apresentam possibilidade de sucesso em plantios de enriquecimento de florestas estacionais semidecíduas secundárias.

D. alata é mais freqüente em áreas de cerrado *sensu stricto* (Ratter *et al.*, 2001; Felfili *et al.*, 2001) e *M. urundeuva* é mais comum em florestas estacionais, principalmente nas decíduas (Silva & Scariot, 2004; Felfili *et al.*, 2007b; Pereira, 2008), mas ambas ocorrem também em outros ambientes, como cerradão, matas de galeria e florestas estacionais semidecíduas (Haase & Hirooka, 1998; Felfili *et al.*, 2000; Alves *et al.*, 2007).

O objetivo desta parte da pesquisa foi avaliar o desenvolvimento inicial de mudas de *D. alata* e de *M. urundeuva*, plantadas no sub-bosque de uma floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis (Goiás), seguindo um gradiente ambiental de umidade, de influência ripária em direção a áreas de cerrado nas partes mais altas do relevo.

6.2 – MATERIAL E MÉTODOS

Em outubro de 2003 foram plantadas cinco (05) mudas de *D. alata* e cinco (05) mudas de *M. urundeuva* nas quatro parcelas do experimento de manejo da capoeira que receberam o tratamento 4 (liberação de árvores desejáveis com corte de cipós e plantio de enriquecimento), conforme descrito no Capítulo 4. O espaçamento entre plantas foi de no mínimo cinco metros, totalizando 20 mudas de cada espécie na floresta.

As mudas de ambas as espécies possuíam um ano de viveiro e foram produzidas a partir de sementes coletadas na região do estudo, sendo formadas em sacos plásticos nas dimensões de 15 x 20cm. O substrato utilizado foi latossolo vermelho escuro misturado a esterco de gado curtido e NPK 10-10-10. Todas as mudas plantadas apresentavam bom estado fitossanitário, sendo também uniformes quanto ao porte.

As mudas foram plantadas em todos os blocos do experimento de manejo da capoeira, de modo que cada parcela onde ocorreu plantio pôde ser identificada por um bloco.

O bloco 1 foi o de maior influência ripária (distante aproximadamente 60m do rio), o bloco 2 esteve sob menor influência ripária que o bloco 1, o bloco 3 apresentou ambiente de

mata, sob menor influência ripária que os dois blocos anteriores e o bloco 4 ficou compreendido pela transição entre floresta e cerrado.

Após o plantio nas parcelas do experimento, as mudas foram mensuradas quanto à altura total e o diâmetro do coleto. As medições das alturas foram efetuadas com o auxílio de uma vara graduada, que media um (1m) metro de comprimento, e para medir o diâmetro do coleto foi utilizado um paquímetro digital. Esses dados foram utilizados nas análises de crescimento dessas espécies.

Além da análise de crescimento foi feita também análise da sobrevivência das mudas ao longo do tempo. A taxa de mortalidade foi calculada pela porcentagem remanescente de mudas em cada avaliação, em relação ao número inicial de mudas plantadas, conforme a Equação 6.1, onde m é a mortalidade, n_0 é o número de indivíduos na população inicial e n_t , o número de indivíduos no tempo t (Sheil *et al.*, 1995).

$$m = 1 - \left[1 - \frac{n_0 - n_t}{n_0}\right]^{\frac{1}{t}}$$

Equação (6.1)

Essa função também foi adotada por Paiva & Poggiani (2000) em plantios de enriquecimento e é indicada para contabilizar a mortalidade de populações pré-definidas e uniformes, sobre um determinado intervalo de tempo (Sheil *et al.*, 1995).

Em outubro de 2004, 12 meses após o plantio, foram feitas as primeiras medições das alturas e dos diâmetros das mudas, sendo anotada também a quantidade delas que permaneciam vivas. Esses dados serviram tanto para a avaliação das taxas de mortalidade, como para efetuar o replantio das mudas mortas, que ocorreu em janeiro de 2005, juntamente com a medição das alturas e diâmetros do coleto dessas mudas plantadas.

A segunda avaliação do diâmetro do coleto, da altura e da sobrevivência das mudas ocorreu em fevereiro de 2007, 25 meses depois do replantio. Na análise de sobrevivência, além dos cálculos do percentual de mudas que haviam morrido no período, as duas espécies foram comparadas entre si, verificando as mudanças no número de indivíduos que permaneciam vivos em cada ambiente (bloco), por teste qui-quadrado, a 5% de probabilidade (Zar, 1999). Segundo Snedecor e Cochran (1967), esse teste pode ser utilizado para comparar frequências inferiores a cinco, desde que estas não sejam zeros e um. Por esse motivo testou-se as frequências de indivíduos que permaneciam vivos em cada bloco, nas avaliações. Complementarmente foi realizado o teste Kolmogorov-Smirnov, a 5% de probabilidade, corroborando as mudanças na distribuição dos indivíduos que permaneceram vivos ao longo do tempo, por espécie.

Foi realizado ainda um teste qui-quadrado, a 5% de probabilidade, comparando as duas espécies em relação a uma taxa de mortalidade média aceitável de 20%. Esse limite foi estabelecido como esperado, pois é um valor aceitável para mortalidade pós-plantio em reflorestamentos comerciais (Malinovski *et al.*, 2006), sendo o dobro do valor considerado na prospecção da viabilidade econômica do programa estadual de madeiras de Lei, do estado de São Paulo (Castanho Filho, 2007).

Após as análises da mortalidade, os incrementos periódicos e medianos em altura e em diâmetro das espécies foram testados por Análise de Variância – ANOVA - e teste Mann-Whitney U, a 5% de probabilidade, verificando as diferenças entre as espécies. A escolha do teste ocorreu após a verificação da distribuição dos incrementos das espécies, quanto à normalidade e homogeneidade de variâncias, pelos testes Shapiro-Wilk e Levene, a 5% de probabilidade, respectivamente.

Os incrementos medianos em altura e diâmetro do coleto das espécies em cada bloco foram ainda posicionados em relação aos incrementos medianos das duas populações, verificando tendências no crescimento das espécies em função dos ambientes em que foram plantadas.

Posteriormente, os incrementos periódicos anuais em diâmetro do coleto e em altura das espécies foram correlacionados com a porcentagem média de sombreamento, com a declividade do terreno e com a porcentagem de cobertura do solo, em cada bloco, por correlação linear de Pearson (r) (Zar, 1999) (a descrição de como foram obtidas as características ambientais das parcelas é apresentada no Capítulo 8).

6.3 – RESULTADOS

Em outubro de 2004 verificou-se que haviam morrido 10% das mudas de *M. urundeuva* e 45% das mudas de *D. alata*. Já na segunda avaliação, 25 meses após o replantio das mudas que haviam morrido, em fevereiro de 2007, foram encontradas mortas 15% das mudas provenientes de ambas as espécies.

O teste qui-quadrado indicou que não houve associação entre a mortalidade das espécies e os ambientes, não ocorrendo concentração dos indivíduos mortos, das duas espécies, em qualquer bloco ($\chi^2=2,67$; $p=0,61$ e $\chi^2=0,75$; $p=0,94$, em 2004 e 2007, respectivamente). Como confirmado pelo teste Kolmogorov-Smirnov entre as distribuições dos indivíduos que permaneceram vivos dessas espécies pelos blocos: *M. urundeuva versus D. alata* em 2004 ($D=0,75$; $p=0,10$) e em 2007 ($D=0$; $p=1$).

O teste Kolmogorov-Smirnov indicou também que não houve mudança na distribuição dos indivíduos vivos das espécies entre as duas avaliações ao longo dos ambientes: *M. urundeuva* em 2004 versus *M. urundeuva* em 2007 ($D=0,25$; $p=0,99$) e *D. alata* em 2004 versus *D. alata* em 2007 ($D=0,5$; $p=0,53$).

Ao comparar os indivíduos vivos de ambas as espécies em relação a uma taxa de mortalidade total de 20%, que é considerada aceitável em plantios comerciais (Malinovski *et al.*, 2006; Castanho Filho, 2007) verificou-se novamente que não houve diferença estatística entre a distribuição dos indivíduos vivos encontrada e a distribuição esperada após redução de 20% na população inicial [*M. urundeuva* ($\chi^2=0,10$; $p=0,99$ em 2004 e $\chi^2=0,33$; $p=0,98$ em 2007) e *D. alata* ($\chi^2=1,85$; $p=0,76$ em 2004 e $\chi^2=0,33$; $p=0,98$ em 2007), $gl=4$ para todos].

Os incrementos periódicos anuais em diâmetro das espécies foram testados por análise de variância (ANOVA), depois de verificadas a normalidade (Shapiro-Wilk, $p=0,11$, *M. urundeuva* e $p=0,15$, *D. alata*) e a homogeneidade de variância dos dados (Levene, $p=0,08$), quando não foram encontradas diferenças estatísticas entre as espécies (ANOVA, $p=0,14$). No entanto, *M. urundeuva* cresceu em média (\pm desvio padrão) $0,96\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$ ($\pm 0,8$) e *D. alata* $0,52\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$ ($\pm 0,3$), diferença de 84%. Já os incrementos medianos foram de $0,87\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $0,62\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$, não sendo considerados diferentes estatisticamente (Mann-Whitney U, $p=0,21$) (Figura 6.1).

O crescimento em altura também foi maior em *M. urundeuva* do que em *D. alata* e, nesse caso, foi verificada diferença estatística entre as medianas dos incrementos anuais (Mann-Whitney U, $p=0,008$). Foi utilizada a mediana porque não foi verificada homogeneidade de variâncias dos incrementos em altura das espécies (Levene, $p=0,03$), nem distribuição normal nos incrementos em altura de *M. urundeuva* (Shapiro-Wilk, $p<0,00$) (Figura 6.1).

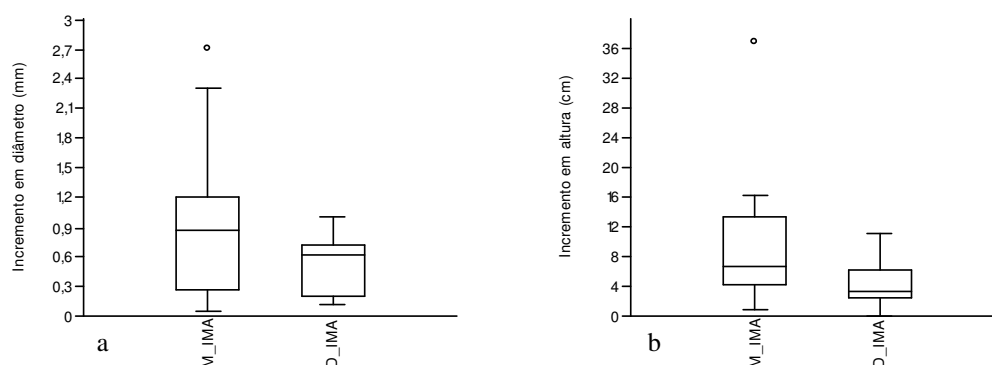


Figura 6.1. Incrementos periódicos anuais (IPA) em diâmetro do coleto (a) e em altura (b) de *Myracrodruon urundeuva* (M) e *Dipteryx alata* (D), plantados em sistema de enriquecimento, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.

Os incrementos periódicos em altura de *M. urundeuva* e *D. alata* foram de 9,6cm.ano⁻¹ ($\pm 8,7$) e 4,0cm.ano⁻¹ ($\pm 2,8$), respectivamente. Já as medianas dos incrementos foram de 6,7cm.ano⁻¹ em *M. urundeuva* e de 3,3cm.ano⁻¹ em *D. alata*.

Quando as medianas dos incrementos em altura e em diâmetro das espécies, em cada bloco, foram posicionados em relação à mediana das respectivas populações, verificou-se que, tanto em relação aos diâmetros, como em relação às alturas, no bloco 1, sob maior influência ripária, os incrementos foram superiores à mediana das respectivas populações, sendo que os demais blocos alternaram-se nas posições, ora apresentaram-se acima ora abaixo da mediana da população (Tabela 6.1).

Tabela 6.1. Medianas dos incrementos anuais em altura (cm.ano⁻¹) e em diâmetro do coleto (mm.ano⁻¹) de *Dipteryx alata* e *Myracrodruon urundeuva*, plantados em sistema de enriquecimento da floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, em relação à mediana da população. Bloco (B, de 1 a 4); se menor: abaixo; se maior: acima.

Espécie	Mediana da população	Altura (cm.ano ⁻¹)		Diâmetro (mm.ano ⁻¹)	
		abaixo	Acima	abaixo	acima
<i>D. alata</i>	Altura (3,3cm.ano ⁻¹)	B2 – 2,8 B3 – 3,1	B1 – 7,2 B4 – 3,8		
	Diâmetro (0,6mm.ano ⁻¹)			B2 – 0,2 B4 – 0,3	B1 – 0,7 B3 – 0,7
<i>M. urundeuva</i>	Altura (6,7cm.ano ⁻¹)	B2 – 3,8 B4 – 5,7	B1 – 13,4 B3 – 6,7		
	Diâmetro (0,8mm.ano ⁻¹)			B3 – 0,5 B4 – 0,6	B1 – 0,9 B2 – 1,8

Apesar do maior ritmo de crescimento em *M. urundeuva* em relação a *D. alata*, independente de o ambiente ser de influência ripária ou de cerrado, não existiu correlação linear significativa entre os incrementos das espécies, tanto em altura, como em diâmetro do coleto, e os fatores ambientais. Isto indicou que os fatores ambientais possivelmente não influenciaram no crescimento das espécies (Tabela 6.2).

Tabela 6.2. Coeficientes de correlação linear de Pearson (r) entre os incrementos periódicos anuais em diâmetro do coleto e em altura de *Dipteryx alata* e *Myracrodruon urundeuva*, em relação aos fatores ambientais mensurados na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Obs. Onde p indica a probabilidade da correlação não ser significativa.

Espécie	Parâmetro	% sombra chuva		% declividade		% cobertura do solo	
		r	p	r	P	r	p
<i>M. urundeuva</i>	altura	0,51	0,48	0,42	0,57	-0,56	0,43
	diâmetro	-0,53	0,46	0,19	0,80	0,41	0,58
<i>D. alata</i>	altura	-0,21	0,78	-0,55	0,44	0,28	0,71
	diâmetro	0,41	0,58	0,54	0,45	-0,50	0,49

6.4 – DISCUSSÃO

As taxas de mortalidade de *M. urundeuva* e *D. alata* foram consideradas baixas nos dois períodos, com exceção de *D. alata* em 2004. Mas em 2007, dois anos após o replantio, os percentuais de indivíduos mortos das duas espécies igualaram-se em 15%, o que pode indicar certa adaptação das mudas ao ambiente e potencial para se estabelecer na capoeira.

O estágio de formação do sistema radicular na ocasião do plantio também pode ter contribuído na mortalidade das mudas de *D. alata*, em 2004. Pois, nesse caso, espera-se que maior volume radicular facilite o desenvolvimento inicial da muda, pelo maior potencial em absorver nutrientes e água (Oliveira *et al.*, 2006). Especialmente, se forem consideradas a presença de raízes tuberosas, que armazenam água e amido, como acontece com *M. urundeuva*, que, já nos estágios iniciais de plântula, apresenta tal característica (Figueirôa *et al.*, 2004). Essa característica pode, até, ter sido a responsável pela diferença entre a mortalidade das duas espécies em 2004, apesar de não terem sido consideradas estatisticamente diferentes pelo teste qui-quadrado

No entanto, *D. alata* também possui raízes resistentes, como a maioria das espécies típicas de Cerrado, que devido à presença de fogo, seca e infertilidade do solo, podem alocar mais energia ao sistema radicular (Abdala *et al.*, 1998). Desse modo, *D. alata* apresenta uma raiz primária axial, pivotante longa, cilíndrica, lenhosa e alargada próximo à base e raízes

secundárias pouco abundantes, com capacidade para armazenar água e nutrientes para superar a sazonalidade climática (Ferreira *et al.*, 1998).

As taxas de mortalidade de *D. alata* e *M. urundeuva* encontradas na capoeira, foram diferentes dos valores encontrados nessas espécies em outras localidades. *M. urundeuva* apresentou 35% de mortalidade um ano após o plantio em pastagem abandonada em Latossolo Vermelho-Escuro, em Mato Grosso do Sul (Mancino, 2007) e *D. alata* apresentou mortalidade de 4%, 10 anos após plantio em área de cerrado, no Distrito Federal, (Sano & Fonseca, 2003).

Em plantios consorciados com outras espécies nativas Melo & Faria (2004) encontraram taxa de mortalidade anual de 1% para *M. urundeuva*, em Podzólico Vermelho-Amarelo Álico, de textura arenosa/média, no estado de São Paulo.

Nesse estudo grande parte das mudas das duas espécies sobreviveu ao primeiro ano após o plantio, que é considerado o período mais crítico para a sobrevivência de plântulas na regeneração natural e, por extensão, às mudas plantadas no sub-bosque (Lieberman & Li, 1992). Isto provavelmente ocorre em função da alta heterogeneidade ambiental a qual ficam sujeitas, em virtude da estação seca, que provoca estresse hídrico e altas irradiância e temperatura, podendo causar o dessecamento e a morte das plantas de menor tamanho (Lieberman & Li, 1992; Figueirôa *et al.*, 2004). A presença de raízes finas e superficiais e a necessidade de superar a competição com as espécies já presentes, também podem influenciar na mortalidade das plantas no primeiro ano após o plantio, como verificado por Oliveira *et al.* (2006), em estudo com *D. alata*.

O maior ritmo de crescimento de *M. urundeuva* em relação a *D. alata*, independente de o ambiente ser de influência ripária ou cerrado, e a falta de correlação com os fatores ambientais, não necessariamente indicaram diferenças no potencial de adaptação dessas espécies ao ambiente. Considera-se que os incrementos em diâmetro, de maneira geral, são os melhores parâmetros para avaliar o desenvolvimento das plantas, uma vez que, sob estresse de luz (sob sombreamento), plantas podem estiolar, confundindo a interpretação do crescimento em altura (Fagg, 2001).

É importante destacar, ainda, que os blocos não foram homogêneos, caso contrário, não haveria a necessidade da blocagem e, então, espera-se que exista também diferença na fertilidade do solo entre as parcelas, especialmente em direção às áreas de cerrado, que normalmente ocorrem sobre solos distróficos (Haridasan, 2005). Mas, assumindo estas diferenças nos solos entre os blocos, esta possível variação na fertilidade do solo, também não

foi suficiente para influenciar os incrementos em diâmetro e altura das espécies, pois, como visto, não houve relação entre os incrementos e os blocos.

Outros estudos investigaram o crescimento em altura de *M. urundeuva*. Tolentino *et al.* (2007) encontraram maior crescimento em indivíduos isolados da competição. Em condições de viveiro o crescimento médio em altura foi de 30,2cm, em 4 meses, em Rondônia (Caron *et al.*, 2007) e de 21,3cm, em 60 dias, em Sergipe (Figueirôa *et al.*, 2004). Em plantio consorciado com outras espécies nativas, Melo & Faria (2004) encontraram incrementos periódicos anuais em altura variando de 23cm.ano⁻¹ a 35cm.ano⁻¹, no estado de São Paulo.

Em *D. alata* foi encontrado crescimento em altura de 3,74m e em diâmetro (DAP) de 3,11cm, após oito anos de plantio consorciado com *Pinus* sp. no estado de São Paulo (Toledo Filho & Parente, 1982). Em condições de viveiro, em Minas Gerais, Ferreira *et al.* (1998) encontraram crescimento em altura de 21cm e em diâmetro do coleto de 6,9mm, em 12 meses. Em Goiás, Corrêa *et al.* (2000) encontraram diâmetro basal de 4,5mm e altura de 14cm, 30 dias após a emergência das plântulas, em viveiro.

O ritmo de crescimento em indivíduos adultos dessas duas espécies foi considerado médio para *D. alata* e lento para *M. urundeuva* em plantios de reflorestamento no vale do rio Paranapanema, em São Paulo. Entretanto, o acúmulo de biomassa entre as raízes e a parte aérea foi praticamente o mesmo entre as duas espécies, de 19,1% nas raízes e 80,9% na parte aérea em *D. alata* e de 23,8% nas raízes e 76,2% na parte aérea em *M. urundeuva* (Foster & Melo, 2007). Resultado semelhante encontrado pelos mesmos autores em indivíduos de *M. urundeuva* com três anos de idade, nas mesmas condições de plantio.

A diferença encontrada entre os incrementos anuais em altura das espécies pode ser relativa ao ritmo de crescimento de cada espécie e não sugeriu, portanto, melhor adaptação ao ambiente. Essa diferença pode estar também ligada à variabilidade genética entre e dentro dessas espécies, pois alguns estudos mostram a existência de progênies diferentes, mesmo localizadas próximas geograficamente (Oliveira *et al.*, 2006; Soares *et al.*, 2008).

O maior crescimento em altura das espécies no bloco 1, sob maior influência ripária e com maior sombreamento (Capítulo 7), poderia sugerir estiolamento das mudas. No entanto, o estado geral das mudas, no momento das avaliações, foi qualificado, mas não mensurado, e não foram constatadas anormalidades, como estiolamento, presença de folhas atrofiadas ou enrugadas, brotação excessiva, galhas, nem sinais de ataques de insetos ou de fitopatógenos.

Além disso, em algumas vistorias, foi observado que algumas mudas de *D. alata* apresentaram-se sem folhas no período seco, o que pode ser adaptação ou resposta ao estresse climático. Por outro lado, as mudas de *M. urundeuva* estiveram o ano todo cobertas por folhas

verdes. Nota-se que *M. urundeuva* é espécie tipicamente decídua, enquanto que *D. alata* é sempre verde, no estágio maduro de desenvolvimento (Ferreira *et al.*, 1998; Caron *et al.*, 2007).

Essas informações ajudaram a concluir que as espécies estiveram e estão em desenvolvimento normal na área, sendo que a mortalidade tende a diminuir com o tempo, devido ao desenvolvimento do sistema radicular e da parte aérea, o que aumenta a resistência à competição. Ressalvados os casos de quebras acidentais ou de ataques por patógenos e cipós.

6.5 – CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou o potencial dessas espécies para compor sistemas de plantio de enriquecimento de capoeiras. No entanto, o primeiro ano após o plantio, devido a variações na precipitação pluviométrica nesse período, foi o mais crítico para as mudas de *D. alata*.

O menor crescimento em altura de *D. alata* em relação a *M. urundeuva*, não deve ser utilizado para julgar a adaptação dessa espécie ao ambiente, pois essa diferença pode estar ligada a diferentes padrões de crescimento das espécies, estratégias de adaptação, ou diferentes necessidades ecológicas, demonstrando diferenças quanto à eficiência no uso dos recursos disponíveis no sítio.

A baixa mortalidade das espécies e o baixo crescimento, comparados aos de outros estudos, permite inferir que na fase inicial, as mudas das espécies estudadas mostraram habilidade para se adaptarem ao ambiente, investindo no desenvolvimento do sistema radicular para depois alocar recursos no crescimento da parte aérea, principalmente sob baixa competição com outras plantas.

Recomenda-se o acompanhamento dos incrementos diamétricos e em altura dessas espécies, comparando-os com os encontrados em indivíduos de maior porte, para posteriormente prognosticar o crescimento dessas espécies, desde a fase de plântulas ou mudas até o diâmetro de corte, compondo um modelo de exploração econômica dessas espécies em florestas estacionais semidecíduas secundárias.

7 – REGIME DE LUZ NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA, SOB MANEJO, EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS.

7.1 – INTRODUÇÃO

A disponibilidade de luz é um dos principais fatores que limitam o crescimento das plantas (Denslow *et al.*, 1990; Zipperlen & Press, 1996), além disso, influencia a mortalidade e a distribuição das espécies ao longo da sucessão florestal, sendo essencial para a fotossíntese (Swaine & Whitmore, 1988; Keeling & Phillips, 2007).

É possível ainda identificar plasticidade de espécies em relação à densidade de fluxo de fótons (Sousa-Silva *et al.*, 1999), inclusive, pode-se classificá-las em grupos funcionais em função de suas exigências por luz, como discutido por Swaine & Whitmore (1988) e por Whitmore (1989). Deve-se, no entanto, considerar que a amplitude de exigência em luz representa um contínuo de tolerância (Augsburger, 1984; Souza & Válio, 2001).

De uma maneira geral, a germinação e o primeiro estágio de sucessão em florestas, são favorecidos pela sombra (Collet & Chenost, 2006), mas entre os estágios mais avançados da regeneração, a competição por luz é intensificada e a sombra pode impedir o desenvolvimento das plantas (Wadsworth & Zweede, 2006).

Devido à forte influência da luz sobre o crescimento das árvores e da regeneração natural (Silva *et al.*, 1995; Gerhardt, 1996; Pariona *et al.*, 2003; Carvalho *et al.*, 2004), assim como, na colonização por espécies invasoras (D'antonio & Vitousek, 1992). Em florestas secundárias deve-se buscar a abertura do dossel suficiente para obter o crescimento e a regeneração de árvores desejáveis sem permitir a entrada de espécies indesejáveis e/ou invasoras que possam interferir negativamente na regeneração natural (Freitas, 2004).

Existe ainda uma grande variação na densidade de fluxo de fótons que incide no sub-bosque. A DFF varia entre formações florestais e entre gradientes climáticos, além de existir variação espacial (horizontal e vertical) e sobre escalas de tempo (de segundos a anos) dentro das florestas (Jennings *et al.*, 1999; Engelbrecht & Hertz, 2001; Keeling & Phillips, 2007; Wang *et al.*, 2007).

Em geral menos do que 5% da densidade de fluxo de fótons incidente no dossel alcança o solo das florestas tropicais úmidas (Zipperlen & Press, 1996; Keeling & Phillips, 2007), mas é suficiente para influenciar todo o desenvolvimento das plantas e os processos de sucessão (Swaine & Whitmore, 1988). Em florestas de galeria a porcentagem de luz que atingiu o solo, sob o dossel, variou de 0,3% a 11%, nas bordas variou de 0,9% a 30% e em clareiras a luminosidade que atingiu o solo variou de 4% a 27% (Felfili & Abreu, 1999). Em

floresta monodominante no estado do Mato Grosso, Marimon (2005) encontrou porcentagens de sombreamento variando de 96,5% a 98,1% no sub-bosque, o que correspondeu a 3,5% e 1,9% da intensidade luminosa a pleno sol, respectivamente.

Em florestas estacionais tropicais há uma grande diferença na DFF incidente no sub-bosque entre as estações seca e chuvosa, em função da deciduidade das árvores do dossel na estação seca, podendo as florestas semidecíduas apresentar cobertura foliar arbórea de até 50% na estação seca contra de 70% a 95% na estação chuvosa, enquanto que nas florestas decíduas o sombreamento pode ser de até 70% na estação chuvosa contra percentuais inferiores a 50% na estação seca, como discutido por Veloso *et al.* (1991) e posteriormente corroborado por Ribeiro & Walter (1998) e por Felfili (2001a).

Nascimento estudando variações espaciais e temporais da radiação solar em florestas estacionais decíduas no vale do rio Paranã, em Goiás, encontrou porcentagens de sombreamento variando de 25% a 32% na estação seca contra 90,4% a 94,3% na estação chuvosa.

Como um dos principais objetivos do manejo florestal é otimizar a disponibilidade de luz para a regeneração natural e para espécies comerciais remanescentes na floresta, visando aumentar o ritmo de crescimento das árvores, em função da maior disponibilidade de luz para obter ciclos de corte mais curtos (Smith, 1986; Paquette *et al.*, 2007). Neste capítulo quantificou-se a DFF incidente no sub-bosque da floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, partindo-se da hipótese que as intervenções silviculturais (Capítulo 4) aumentariam a disponibilidade de luz no sub-bosque da floresta, independente da estação climática.

O objetivo foi quantificar a entrada de luz na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, ao longo do dia, em duas estações climáticas (seca e chuva), entre duas alturas de medida (1,30m e ao nível do solo) e ao longo dos quatro tratamentos silviculturais (Capítulo 4), para, posteriormente, relacioná-la ao desenvolvimento das mudas plantadas no sistema de enriquecimento da floresta (Capítulo 7), à dinâmica da regeneração natural e ao crescimento em altura e em diâmetro das árvores selecionadas como desejáveis, no estrato superior da floresta, por Análise de Correspondência Canônica, nos Capítulos 5 e 8.

As seguintes hipóteses foram testadas:

- A porcentagem de sombreamento na floresta é a mesma em todos os quatro tratamentos silviculturais?

- A porcentagem de sombreamento na floresta é a mesma nas duas estações climáticas (seca e chuvosa)?
- A porcentagem de sombreamento na floresta é a mesma nas duas alturas de medida (1,3m e ao nível do solo)?
- As diferenças nas porcentagens de sombreamento na floresta entre os quatro tratamentos silviculturais são as mesmas nas duas estações climáticas?
- As diferenças nas porcentagens de sombreamento na floresta entre os quatro tratamentos silviculturais são as mesmas nas duas alturas de medida?
- As diferenças nas porcentagens de sombreamento na floresta entre as duas alturas de medida são as mesmas nas duas estações climáticas?
- As diferenças nas porcentagens de sombreamento entre os tratamentos (ou alturas de medida, ou estações climáticas) são independentes dos outros dois fatores (testando a tripla interação)?

7.2 – MATERIAL E MÉTODOS

O ambiente onde foi montado o experimento é compreendido por uma floresta estacional semidecídua secundária de encosta, que está sob influência de um gradiente ambiental de umidade, definido pela proximidade de um córrego em um extremo e um cerrado, nas partes mais altas do relevo, no outro extremo.

No local foram instaladas 16 parcelas de 25 x 30m, adjacentes umas às outras, respeitando-se uma distância de 60m do córrego Grota da Mina, em direção a um cerrado nas partes mais altas do relevo, onde foram inventariadas todas as árvores a partir de 9 centímetros de circunferência à altura do peito (CAP).

O delineamento experimental foi em blocos casualizados (4 blocos) representando o gradiente de umidade, conforme identificado pela Análise de Correspondência Segmentada (*Detrended Correspondence Analysis – DCA*) (Capítulo 4).

Após conhecida a composição florística, foram selecionadas as árvores desejáveis, classificadas como aquelas com boa forma, com tronco retilíneo, copa bem formada, de espécie de valor comercial madeireira, alimentícia e/ou de importância para a alimentação da fauna silvestre. As indesejáveis foram selecionadas por defeitos no tronco, problemas fitossanitários, ameaça de queda, presença de ocos e podridões. Estas foram então marcadas, para posterior abate, compondo os tratamentos silviculturais do experimento de manejo em estudo (Capítulo 4).

Os tratamentos silviculturais aplicados foram:

- T1 – controle;
- T2 - liberação de 1 metro de raio para as árvores desejáveis;
- T3 - idem T2 mais corte de cipós de grande porte; e
- T4 - idem T3 mais plantio de enriquecimento com cinco mudas de *Dipteryx alata* e cinco mudas de *Myracrodruon urundeuva*, espaçados em 4 metros.

A densidade de fluxo de fótons – DFF ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) foi estimada com a utilização de sensores de *quanta*, na faixa fotossinteticamente ativa. Os sensores foram previamente calibrados, um contra o outro, sob condição uniforme de pleno sol.

Nas avaliações um sensor ficou localizado no interior da floresta (sensor de *quanta* LI-190 S, *Li-cor Inc.*, USA) e o outro a pleno sol (sensor de *quanta* ELE, *Skye Instruments*, UK) (Figura 7.1). Para cada medida tomada no interior da floresta, outra medida era tomada, simultaneamente, ao lado de fora da floresta, a pleno sol. Essa técnica permitiu, por comparação, quantificar a quantidade de luz que conseguia atravessar o dossel da floresta até a altura dos sensores.



Figura 7.1. Avaliação da densidade de fluxo de fótons – DFF, ao nível do solo (a) e a 1,30m de altura (b), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, e a pleno sol (c), na estação chuvosa. Fotos: Fábio Venturoli.

As avaliações ocorreram durante quatro dias consecutivos, um dia para cada bloco do delineamento experimental. Esse procedimento foi realizado em duas ocasiões, ao final da estação chuvosa, (de 07 a 10 de junho de 2006) e no auge da estação seca (de 29 de agosto a 01 de setembro de 2007), das 7h30min às 17h20min, de modo que, ao longo do dia foram tomadas 15 medições em cada parcela.

Dentro da floresta, em cada parcela, as medidas foram tomadas em duas alturas, ao nível do solo e a 1,30m de altura, nos cantos de uma área quadrangular de 4m^2 ($2 \times 2\text{m}$), localizada no centro de cada parcela experimental ($25 \times 30\text{m}$). Essas avaliações foram feitas em intervalos regulares de 30 segundos, compondo cada medição das parcelas.

Em todas as avaliações procurou-se manter o sensor nivelado horizontalmente com o auxílio de plataformas e estacas de madeira que foram previamente fixadas no local, para facilitar a operação, conforme metodologia descrita por Felfili & Abreu (1999).

Na estação seca, os dias avaliados foram ensolarados e sem nuvens e na estação chuvosa, apesar de ensolarados, muitas nuvens cobriam o céu em determinados períodos ao longo do dia.

Os valores médios da DFF foram obtidos pela integração da curva diária de luz incidente no sub-bosque da floresta e a pleno sol, nas duas estações climáticas, entre os tratamentos e alturas de medida.

A porcentagem de sombreamento no sub-bosque da floresta estudada foi calculada pela razão entre os valores médios da densidade de fluxo de fótons ao longo do dia, no interior da floresta e a pleno sol, conforme a seguinte equação:

$$S(\%) = \left[1 - \left(\frac{DFF_{mata}}{DFF_{sol}} \right) \right] * 100$$

(Equação 7.1)

$S(\%)$ é o percentual de sombreamento estimado e DFF_{mata} e DFF_{sol} são as densidades de fluxo de fótons ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) obtidas pela integração da curva diária de luz, na floresta e a pleno sol, respectivamente.

Os percentuais de sombreamento foram transformados para atingir distribuição normal, conforme Equação 7.2, e posteriormente foram testados por Análise de Variância – ANOVA, a 5% de probabilidade (Zar, 1999).

$$S(\%)' = \text{seno}^{-1} \sqrt{S(\%)}$$

Equação (7.2)

A Análise de Variância das porcentagens de sombreamento considerou o delineamento em blocos casualizados com os tratamentos em esquema fatorial, com três fatores, os tratamentos silviculturais, em quatro níveis; as alturas de medida, em dois níveis; e as estações climáticas, em dois níveis. As combinações dos fatores obedeceram a uma classificação cruzada, com quatro repetições (blocos).

Os resultados foram apresentados de acordo com o seguinte modelo estatístico:

$$Y_{ijk} = \mu + \left(\frac{B}{L} \right)_{jkm} + T_l + A_j + L_k + TA_{ij} + TL_{ik} + AL_{jk} + TAL_{ijk} + \varepsilon_{ijk}$$

Equação (7.3)

Onde,

μ : média geral;

T_i , A_j e L_k : efeitos de tratamentos, estações climáticas e alturas de medida, respectivamente;

TA_{ij} , TL_{ik} e LA_{jk} : efeitos das interações de primeira ordem entre tratamentos e estações climáticas, tratamentos e alturas de medida e alturas de medida e estações climáticas, respectivamente

TAL_{ijk} : efeito da interação tripla entre tratamentos, estações climáticas e alturas de medida;

$(B/A)/L_{jkm}$: efeito de blocos dentro de estações climáticas, ambos dentro de alturas de medida; e

ε_{ijkm} : erro aleatório.

No caso de diferenças significativas na ANOVA entre tratamentos, alturas de medida ou estações climáticas, realizou-se teste Tukey, a 5% de probabilidade, identificando-as. No caso de interações significativas, essas foram desdobradas para avaliar o comportamento de um fator em cada nível do outro.

7.3 – RESULTADOS

A densidade de fluxo de fótons a pleno sol, na estação seca, variou de $90,1\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ a $1751\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e 50% dos valores estiveram entre $739\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $1495\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Na estação chuvosa, a pleno sol, a DFF variou de $90\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ a $1972\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e metade dos valores estiveram entre $525\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $1336\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$.

No sub-bosque da floresta, nas parcelas que não receberam intervenções silviculturais, tratamento 1, na estação seca, a DFF variou de $1,1\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ a $659\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, com média de $160\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e 50% dos valores estiveram entre $50\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $206\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Na estação chuvosa, a DFF variou entre $1,5\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $332\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, com média de $23\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e 50% dos valores da DFF estiveram entre $5\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $18\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$.

No tratamento 2 (liberação de árvores desejáveis), na estação seca, a DFF medida no sub-bosque da floresta variou de $8\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ a $1033\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, apresentando média de $247\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e 50% dos valores estiveram entre $97\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $324\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Na estação chuvosa, a DFF variou entre $2\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $653\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, com média de $55\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e com 50% da DFF entre $12\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $56\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$.

A DFF medida nas parcelas sob tratamento 3 (liberação de desejáveis mais corte de cipós), na estação seca, variou de $5\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ a $922\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, com média de $211\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e 50% da DFF esteve entre $70\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $303\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Na estação chuvosa a média foi de $56\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, variando de $4\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ a $418\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, com 50% da DFF entre $12\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $59\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$.

No tratamento 4 (liberação de desejáveis mais corte de cipós e plantio de enriquecimento), a DFF encontrada na estação seca, variou de $12\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ a $838\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, com média de $207\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Metade da DFF ficou entre $76\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $293\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Na estação chuvosa a DFF média foi $56\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, variando de $2\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ a $351\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, com 50% dos valores entre $12\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $68\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$.

Essas variações nas densidades de fluxo de fótons mensuradas, entre os tratamentos silviculturais, nas estações seca e chuvosa, assim como os valores encontrados a pleno sol nas duas estações climáticas, podem ser melhor visualizadas na Figura 7.2.

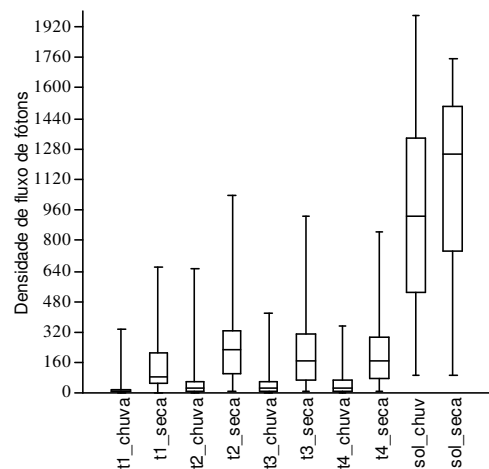
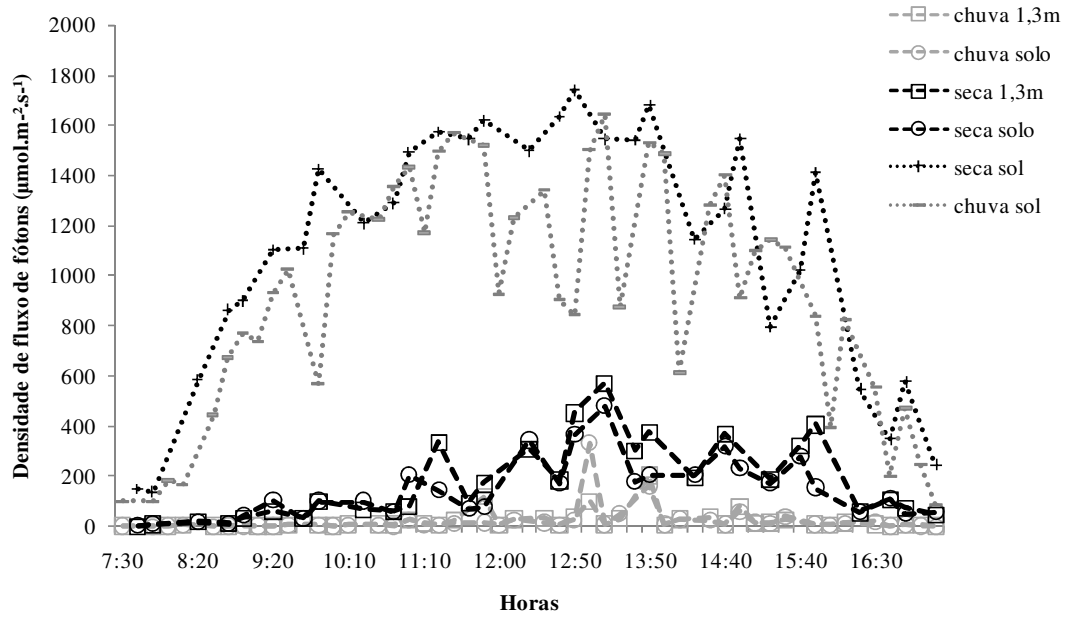


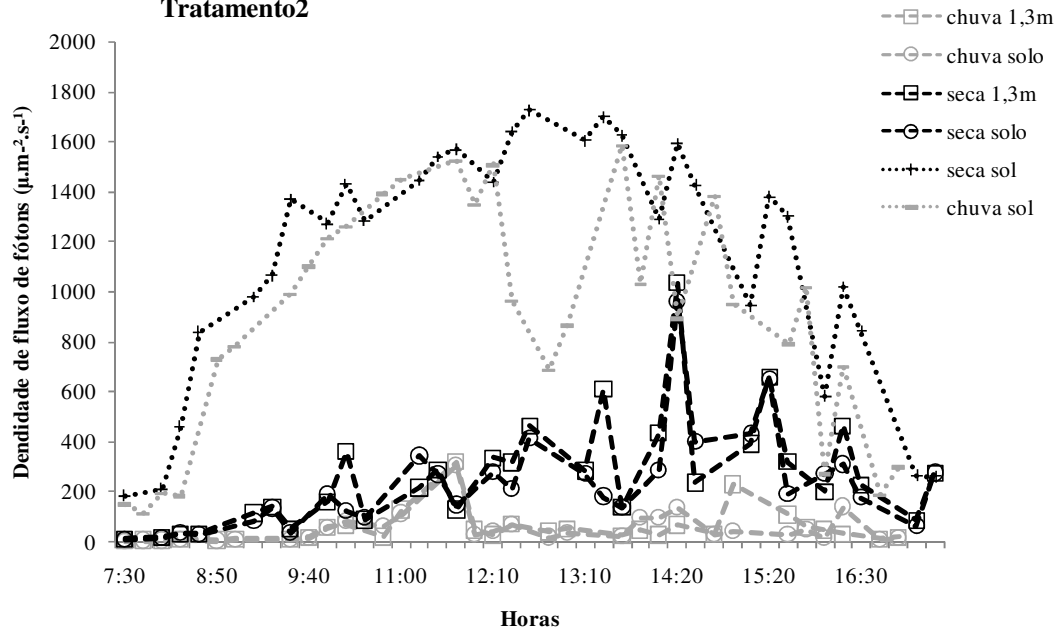
Figura 7.2. Densidades de fluxo de fótons (DFF) na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, nos quatro tratamentos silviculturais (t1 a t4) e a pleno sol, em cada estação climática (seca e chuva) (eixo X). As medições aconteceram na estação chuvosa entre os dias 07 e 10 de junho de 2006 e na estação seca entre 29 de agosto e 01 de setembro de 2007.

As curvas diárias de luz (DFF) nas estações seca e chuvosa, entre os tratamentos e alturas de medida, são apresentadas na Figura 7.3.

Tratamento 1



Tratamento 2



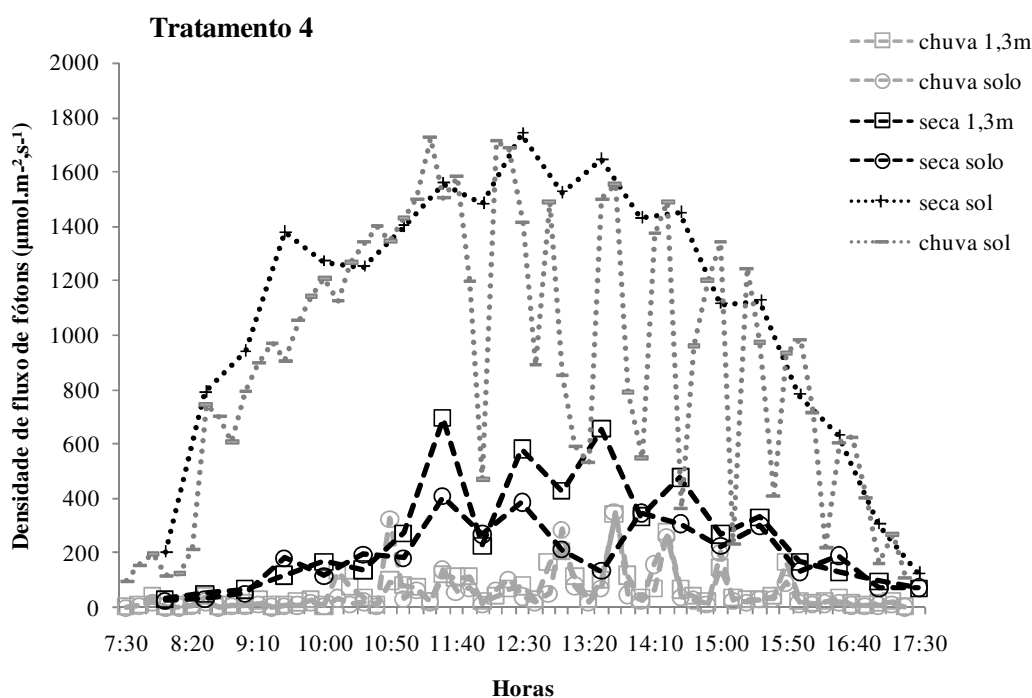
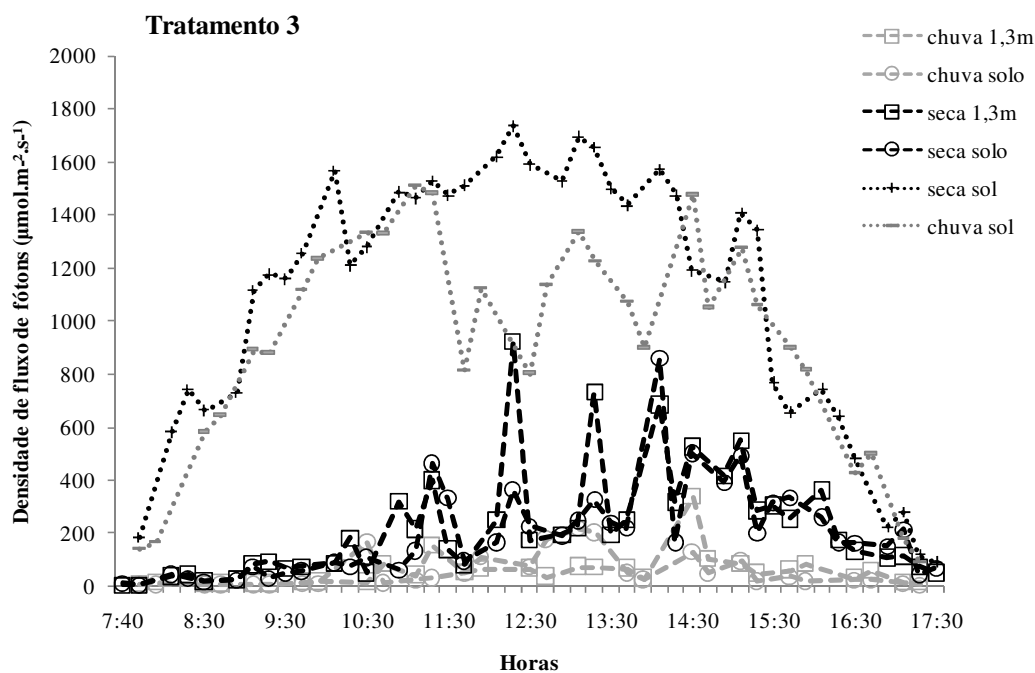


Figura 7.3. Curvas diárias da densidade de fluxo de fótons ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), por tratamento, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Os tratamentos são indicados nas figuras. As medições aconteceram na estação chuvosa entre os dias 07 e 10 de junho de 2006 e na estação seca entre 29 de agosto e 01 de setembro de 2007.

A Análise de Variância indicou que as porcentagens de sombreamento no sub-bosque da floresta em estudo, foram consideradas diferentes estatisticamente entre as duas estações climáticas (ANOVA, $p < 0,000$). As alterações no sub-bosque provocadas pelos tratamentos

silviculturais foram suficientes para que as porcentagens de sombreamento em cada tratamento fossem considerados diferentes estatisticamente (ANOVA, $p < 0,000$) (Tabela 7.1).

No entanto, não foi verificada diferença estatística nas porcentagens de sombreamento entre as alturas de medida (1,3m *versus* ao nível do solo). Nem foram verificadas interações entre quaisquer fatores analisados (tratamentos, estações climáticas e alturas de medida), significando que as diferenças nas porcentagens de sombreamento na floresta entre os tratamentos foram independentes das estações climáticas, seca ou chuva, e das alturas de medida (1,3m e ao nível do solo).

Tabela 7.1. Análise de Variância dos percentuais de sombreamento no sub-bosque da floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. Foi considerado o esquema fatorial em blocos casualizados, com três fatores: tratamentos silviculturais, em quatro níveis; alturas de medida, em dois níveis (1,3m e ao nível do solo); e estações climáticas, em dois níveis (seca e chuva). n.s. = Não significativo.

F.V.	G.L.	Q.M.	F	P
Bloco (B/L)/A	12	0,00495		
Tratamento (T)	3	0,05012	9,43	0,001
Estação climática (A)	1	0,928434	187,7	0,001
Altura de medida (L)	1	0,00948	1,91	n.s.
T x A	3	0,002751	0,21	n.s.
T x L	3	0,000369	0,06	n.s.
A x L	1	0,000267	0,05	n.s.
T x A x L	3	0,000116	0,02	n.s.
Resíduo	36	0,005313		

Para identificar os tratamentos silviculturais que foram diferentes estatisticamente entre si, os percentuais médios de sombreamento em cada tratamento foram testados por teste Tukey, a 5% de probabilidade.

Nesse caso, foi verificada diferença estatística entre o tratamento 1 (testemunha) e os demais tratamentos ($p < 0,05$), sendo que os percentuais de sombreamento no tratamento testemunha (sem intervenções silviculturais) foram superiores aos encontrados nos demais tratamentos. Na testemunha o percentual médio de sombreamento foi de 97,5% na estação chuvosa e de 86,9% na estação seca, enquanto que, nos demais tratamentos, este variou de 93,7% a 94% na estação chuvosa, e de 77% a 80,5% na estação seca.

7.4 – DISCUSSÃO

Os mais altos valores de DFF encontrados na estação seca, na floresta estacional semidecídua em estudo, refletiram a maior abertura do dossel nessa estação, em relação à estação chuvosa, o que é comum em florestas estacionais. No entanto, os níveis de DFF no sub-bosque são altamente dependentes dos níveis de DFF a pleno sol, como visto na Figura 7.2 e como encontrado por Nascimento (2005), por Marimon (2003) e por Muniz *et al.* (2004), estudando regime de luz em diferentes formações florestais.

Os percentuais de sombreamento encontrados nessa floresta estacional semidecídua, que variaram de 86,9% na estação seca a 97,5% na estação chuvosa, na área controle, foram superiores aos encontrados em florestas decíduais no vale do rio Paranã, em Goiás, por Nascimento (2005), que variaram entre 25% a 32% na estação seca e de 90,4% a 94,3% na estação chuvosa. Esses resultados corroboram a maior abertura do dossel associada à estação seca em florestas estacionais em relação à estação chuvosa e confirmaram a diferença entre essas duas tipologias florestais, quanto à abertura do dossel, em função da maior deciduidade das árvores e do maior espaçamento entre as árvores nas florestas decíduais, em relação às semidecíduais, como discutido por Ribeiro & Walter (1998) e por Felfili (2001a).

No entanto, não só o regime climático influencia na deciduidade das formações florestais. Em florestas de galeria, no Brasil Central, Felfili & Abreu (1999) encontraram percentuais de sombreamento variando de 93,5% a 99,7%, no sub-bosque, independente da estação climática, refletindo, portanto, a maior disponibilidade hídrica nessas florestas de galeria, que permitiu alta cobertura do dossel, mesmo na estação seca do ano.

Altos percentuais de sombreamento também foram encontrados por Marimon (2005) no sub-bosque de uma floresta monodominante, no estado do Mato Grosso, independente das estações climáticas, variando entre 96,5% e 98,1% de sombreamento.

Muniz *et al.* (2004) comparou diversas fisionomias florestais quanto à variação entre a densidade de fluxo de fótons incidente em clareiras grandes e em clareiras pequenas, na estação seca, no sudeste do Brasil. Os resultados apontaram menor amplitude de variação em cerradão (28%), contra outras formações florestais mais densas, como floresta de restinga, onde a variação foi de 87%; floresta ombrófila densa, com variação de 88%; e floresta estacional semidecídua, que apresentou variação de 91% entre as diferentes clareiras.

O estudo de Muniz *et al.* (2004), indicou que além dos gradientes climáticos e edáficos, a natureza da formação florestal também influenciou a quantidade de luz que atravessava o dossel. Além disso, a porcentagem de sombreamento no sub-bosque variou com

a presença de clareiras. Em geral, quanto mais densa a tipologia florestal, maior foi a diferença na porcentagem de sombreamento entre clareiras e áreas não perturbadas.

Os níveis de densidade de fluxo de fótons medidos na floresta em estudo permitiram verificar a eficiência dos tratamentos silviculturais na abertura do dossel. Conseqüentemente, os mais altos percentuais de sombreamento estiveram associados ao tratamento 1 (testemunha), em relação aos demais tratamentos silviculturais.

Por outro lado, o corte de cipós de grande porte na floresta, não levou a um aumento significativo da incidência de luz no sub-bosque, pois não foram verificadas diferenças estatísticas nas porcentagens de sombreamento entre o tratamento silvicultural sem corte de cipós, tratamento 2, onde ocorreu apenas a liberação de árvores desejáveis, e os tratamentos com corte de cipós, tratamento 3 (liberação de árvores desejáveis mais corte de cipós) e tratamento 4 (liberação de árvores desejáveis mais corte de cipós e plantio de enriquecimento).

A diferença estatística entre as estações climáticas era esperada devido à natureza da floresta em estudo e os valores semelhantes de sombreamento entre as alturas de medida (1,30m e ao nível do solo) confirmaram o impacto reduzido das intervenções silviculturais, que visaram intervir na estrutura arbórea da floresta e não modificar o ambiente no sub-bosque.

A falta de interação entre os fatores analisados, tratamentos silviculturais, estações climáticas e alturas de medida, confirmaram a aditividade e a independência dos tratamentos silviculturais.

Com os valores de sombreamento encontrados, especialmente nas áreas controle, caracterizou-se a deciduidade da floresta estudada, enquadrando-a na definição de floresta estacional semidecídua dada por Veloso (1991) e por Ribeiro & Walter (1998) e Felfili (2001a), que consideraram como semidecíduas as florestas com cobertura foliar arbórea entre 70 e 95% na estação chuvosa e superior a 50% na estação seca.

7.5 – CONCLUSÃO

Conforme os objetivos propostos foi identificado o regime de luz nessa floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, constatando-se que as intervenções silviculturais foram suficientes para modificar o ambiente de luz no sub-bosque, o que confirmou a hipótese inicial.

Verificou-se ainda uma grande variação na DFF entre as duas estações climáticas, tanto a pleno sol, como no interior da floresta e que, em média, a quantidade de luz (DFF) que

ficou retida no dossel da floresta nas duas estações climáticas foi de 77% na estação seca e de 97,5% na estação chuvosa.

Além disso, as porcentagens de sombreamento nas parcelas, em função dos tratamentos silviculturais, foram independentes das alturas de medida (1,30 e ao nível do solo), sendo que a diferença entre os tratamentos foi considerada constante entre as duas estações climáticas.

8 – CRESCIMENTO DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA SOB MANEJO EM RELAÇÃO A FATORES AMBIENTAIS.

8.1 – INTRODUÇÃO

Florestas estacionais são caracterizadas, sobretudo, pela deciduidade das árvores no dossel, que varia em função da duração do período seco do ano, sendo influenciadas, principalmente pelo clima (Karin & Håkab, 1992), tendo como determinantes secundários as características edáficas. Fatores edáficos podem sobrepor ou modificar a influência do clima local (Richards, 1996), como ocorre, por exemplo, com as matas de galeria atravessando áreas de cerrado *sensu stricto* e de florestas estacionais sob as mesmas condições climáticas.

Em condições naturais, não perturbadas, os fatores determinantes de cada fisionomia estão relacionados principalmente à fertilidade dos solos, considerada alta sob as florestas estacionais (Lugo *et al.*, 2006), com pH de moderadamente ácido a alcalino e com baixos teores de alumínio (Pennington *et al.*, 2006). A influência da estrutura física do solo na capacidade de retenção de água também determina o mosaico de fisionomias de cerrado *sensu stricto* e florestas estacionais (Durigan, 2006).

A presença ou ausência de perturbações determina também a composição florística e estrutura de comunidades. Comunidades naturais em clímax apresentam processo de sucessão em equilíbrio com o habitat físico (Odum, 2004) e de uma maneira geral, são menos invadidas por novas espécies ou espécies invasoras do que as comunidades que perdem uma ou mais de suas espécies-chave, como as florestas secundárias, sendo a invasão um sintoma do incompleto uso da luz, água e nutrientes pela comunidade (Ewel, 1993).

Florestas secundárias são, portanto, muito susceptíveis à invasão por espécies competidoras e oportunistas, que na maioria das vezes são exóticas ao ambiente, como gramíneas cultivadas em pastagens, ou mesmo espécies cultivadas próximas aos fragmentos, como soja, sorgo, algodão e milho (Usher, 1987; Kageyama *et al.*, 1998).

Plantas exóticas invasoras tendem a produzir alterações nas propriedades ecológicas essenciais dos ecossistemas, alteram a ciclagem de nutrientes, a produtividade, a densidade de espécies, o porte da vegetação, a produção de serrapilheira e biomassa e suas taxas de decomposição, pela redução das populações de microrganismos no solo (Ziller, 2001). Além disso, podem prejudicar o recrutamento das espécies arbóreas, pelo aumento da competição (Viana & Pinheiro, 1998).

A abertura de clareiras provoca uma mudança no microambiente no piso da floresta, pelo aumento da irradiação solar incidente e da temperatura e pela diminuição da umidade do solo e do ar (Lopes *et al.*, 2001a, b).

Sistemas silviculturais que envolvem a remoção seletiva de árvores em diferentes ocasiões são chamados de policíclicos (Whitmore, 1991) e, se removerem poucas árvores, criam clareiras pequenas, favorecendo espécies clímax, tolerantes à sombra, mas que, entretanto, necessitam de luz em determinado momento para completar seu ciclo de vida. Justamente o grupo onde se encontram a maioria das espécies de maior valor comercial em ambientes de mata (Whitmore, 1991).

A área basal da comunidade florestal reflete bem a densidade de indivíduos na floresta, já a altura das árvores que compõem o dossel refletirá características do sítio, como fertilidade do solo e umidade (Oedekoven, 1968) e ambas indicam o uso dos recursos disponíveis no sítio (Ewel, 1993). Por esse motivo, desbastes seletivos em florestas tropicais, ao reduzir a densidade de indivíduos, reduzem também a competição por espaço, luz e nutrientes entre as árvores (Silva *et al.*, 2001), proporcionando crescimentos em altura e área basal das árvores remanescentes, nessas áreas, até que a capacidade do sítio seja novamente atingida.

É importante destacar que para manejar a floresta visando a produção de madeira de forma sustentada, as informações sobre os incrementos em diâmetro das árvores devem, sempre que possível, serem obtidas através de estudos populacionais (da Silva *et al.*, 2002), pois as espécies possuem requerimentos ecológicos distintos e respondem diferentemente às intervenções silviculturais (Hosokawa *et al.*, 1998; Freitas, 2004). Considera-se que o grande desafio da silvicultura é ajustar um método em que a abertura do dossel seja suficiente para obter maior crescimento das espécies arbóreas desejáveis e estimular a regeneração natural dessas espécies, impedindo a entrada de espécies indesejáveis e/ou invasoras que possam interferir negativamente na sucessão florestal, comprometendo o manejo florestal (Freitas, 2004).

Ao avaliar parcelas permanentes em floresta ombrófila densa nas regiões do Tapajós e do Jarí, na Amazônia Oriental, Silva *et al.* (2001) encontraram forte correlação entre a exposição das copas à luz e o crescimento, concluindo que arvoretas com copas totalmente expostas à radiação solar cresceram significativamente mais rápido do que as parcialmente ou completamente sombreadas, independente do grupo ecológico. Esses autores constataram, também, que, o benefício da abertura do dossel diminui gradativamente à medida que o tempo passa, com o crescimento das árvores chegando quase ao nível de uma floresta não explorada,

indicando que os desbastes devem ser práticas silviculturais constantes em manejo operacional se o interesse é manter a floresta crescendo a taxas mais elevadas que o normal.

Pariona *et al.* (2003) estudaram o efeito da liberação da competição pela supressão de todos os indivíduos herbáceos e arbóreos dentro de um raio de um metro das árvores de interesse (espécies de valor comercial), em duas florestas tropicais bolivianas, uma úmida e outra seca, por dois anos. Os autores encontraram que após a aplicação dos tratamentos, o incremento em diâmetro aumentou significativamente em relação à área controle na floresta úmida. Entretanto, a sobrevivência e o crescimento em altura não foram significativamente afetados pelos tratamentos nessa mesma floresta. Por outro lado, na floresta seca, não existiu diferença significativa nem na sobrevivência das arvoretas nem no crescimento em altura e em diâmetro, entre os tratamentos. Esses mesmos autores discutiram que esses resultados podem estar relacionados com a época de aplicação dos tratamentos, no início da estação seca, pois observaram que, enquanto muitas plantas tornaram-se dormentes durante esta estação, a vegetação competidora continuou a crescer, particularmente, cipós e espécies pioneiras. Conseqüentemente, os tratamentos deveriam ter sido aplicados no início da estação chuvosa, quando as árvores poderiam aproveitar completamente a liberação da competição.

Em uma pesquisa que incluiu corte de lianas como tratamento silvicultural em Paragominas, na Amazônia brasileira, Gerwing (2001) verificou que na ausência de intervenções silviculturais, o incremento médio em diâmetro foi de $1,3\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$, enquanto que no tratamento com corte de lianas este foi de $3,0\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$. Os tratamentos também reduziram significativamente a ocorrência de árvores que não mostraram crescimento durante o período de estudo.

D'Oliveira & Braz (2006) estudaram dinâmica em um trecho da floresta amazônica no Acre, sob manejo florestal de impacto reduzido, e encontraram resultados em incremento em diâmetro favoráveis à exposição das copas à luz solar.

Da Silva *et al.* (2002) compararam o crescimento em diâmetro de acordo com classes topográficas (topo, rampa e vale) em uma floresta densa de terra firme, na Amazônia brasileira, medindo indivíduos igualmente distribuídos nessa toposequência, sob influência ripária e não encontraram diferenças significativas entre os incrementos diamétricos das espécies ao longo do gradiente topográfico.

Uma das formas de se quantificar a influência dos fatores ambientais no crescimento da floresta é através de análises multivariadas. Dentre as técnicas de ordenação possíveis, uma bastante difundida é a Análise de Correspondência Canônica – CCA (*Canonical Correspondence Analysis*), como proposto por ter Braak, que consiste na análise direta de

gradientes, confrontando diretamente a variação da vegetação em relação aos fatores ambientais mensurados (ter Braak, 1986; 1988).

Neste experimento de manejo de floresta estacional semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás, depois de analisadas as taxas de crescimento em altura e em diâmetro das espécies, em relação aos tratamentos silviculturais (Capítulo 4). Foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica, relacionando as mudanças ocorridas na área basal das espécies aos tratamentos e às características ambientais das parcelas, com o objetivo de agrupá-las para inferir sobre a eficiência do método silvicultural na comunidade florestal em estudo.

A hipótese testada foi a de que intervenções silviculturais, com a liberação de árvores desejáveis e corte de cipós de grande porte, foram suficientes para acelerar o crescimento das espécies independentemente das condições ambientais.

8.2 – MATERIAL E MÉTODOS

Os fatores ambientais mensurados na floresta estacional semidecídua secundária sob manejo foram o percentual de sombreamento no sub-bosque, em duas alturas de medida, e nas estações seca e chuvosa (Capítulo 7), o percentual de cobertura do solo por vegetação e a declividade do terreno, conforme descritos abaixo:

8.2.1 – Cobertura do solo

Quantificar e qualificar a cobertura do solo por espécies vegetais rasteiras pode fornecer informações sobre a presença de espécies invasoras que poderiam interferir negativamente na dinâmica da regeneração natural, como analisado no Capítulo 5. Neste caso, a cobertura do solo é definida, então, como a área de solo ocupada pelas espécies vegetais ou por partes delas, quando vistas de cima e geralmente é estimada como uma porcentagem (Kent & Coker, 1992).

A porcentagem de cobertura do solo, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, foi medida utilizando-se uma escala de cobertura aproximada à de Braun-Blanquet, consistindo de seis categorias: <1% de cobertura; de 1 a 25% de cobertura; de 26 a 50% de cobertura, de 51 a 75%, de 76 a 99% e de 100% de cobertura (Kent & Coker, 1992).

Essa avaliação foi feita com o auxílio de um gabarito, quadrado, feito de madeira, medindo 1 x 1m na parte interna, com quatro subdivisões de 25 x 25cm, feitas com cordas de sisal. Os quadrados do gabarito foram utilizados como guia para quantificar a porcentagem de vegetação nas parcelas e estimar a cobertura do solo.

As medições foram realizadas de forma aleatória dentro das subparcelas de avaliação da regeneração natural (5x5m), em duas ocasiões, uma em fevereiro de 2007, na estação chuvosa, e a outra em agosto de 2007, na estação seca. Isso permitiu a comparação da cobertura de invasoras entre as duas estações climáticas anuais.

Nas avaliações procurou-se dividir as espécies vegetais presentes nas subparcelas em três categorias, espécies invasoras, geralmente gramíneas exóticas; espécies arbóreas na regeneração natural, plântulas; e gramíneas nativas.

Os objetivos foram diagnosticar os percentuais de cobertura do solo e verificar se existiram diferenças significativas entre as subparcelas sem intervenções silviculturais, aquelas utilizadas como controle, e as parcelas sujeitas aos tratamentos silviculturais de liberação das árvores desejáveis e corte de cipós. Além disso, pôde-se correlacionar a cobertura do solo com a dinâmica da regeneração natural por Análise de Correspondência Canônica (CCA) (Capítulo 5).

8.2.2 – Declividade do terreno

A declividade do terreno foi estimada utilizando um Hipsômetro Haga, instrumento construído com base em princípios trigonométricos e que permite medir rampas pelos ângulos de inclinação, em percentagens, sendo a visada feita por uma mira (Imaña, 1998). A medição é feita a partir da diferença de nível existente entre dois pontos *A* e *B*, referentes à cota mais baixa e à cota mais alta do terreno, respectivamente, é dada em leitura direta no instrumento.

Para este estudo foi utilizada a escala de porcentagem, uma vez que nessa escala os valores lidos no instrumento já estão transformados para a tangente do ângulo formado entre o nível do solo, ponto *A*, zero na leitura do aparelho, e uma régua de mesma altura do olho do observador, posicionada no ponto *B*, independente da distância entre o observador e a régua, conforme metodologia descrita em Espartel & Lüderitz (1968) e demonstrado na Figura 8.1.

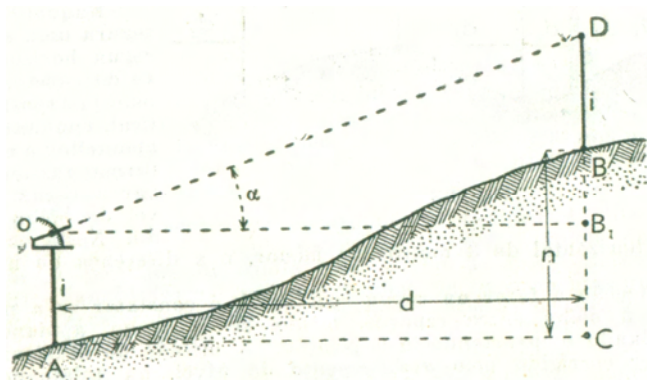


Figura 8.1 – Representação gráfica auxiliar para o cálculo da declividade do terreno, nas parcelas experimentais, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, utilizando o Hipsômetro Haga. Fonte: Espartel & Lüderitz (1968).

A representação matemática para o cálculo da declividade do terreno utilizando o esquema acima é dada na Equação 8.1 (Espartel & Lüderitz, 1968):

$$n = BC = CB_1 + B_1D - DB, B_1D = tg\alpha$$

Equação (8.1)

Foi mensurada a declividade de todas as parcelas experimentais. Estas medidas foram, então, relacionadas às taxas de crescimento das árvores desejáveis, por meio de Análise de Correspondência Canônica, verificando a influência da declividade do terreno na dinâmica da capoeira, pois presume-se que a declividade do terreno esteja relacionada à umidade do solo, devido à proximidade ao lençol freático em áreas mais íngremes (Oliveira-Filho *et al.*, 2001).

8.2.3 – Análise de Correspondência Canônica – CCA

A Análise de Correspondência Canônica CCA foi executada por meio das matrizes de dados ambientais e de crescimento das espécies ao longo do gradiente ambiental. Foi possível ainda testar a significância das correlações entre os tratamentos (parcelas), as espécies e fatores ambientais, pelo teste de Monte Carlo (Ter Braak, 1987). Como resultado da CCA, foram produzidos diagramas *triplots*, onde os eixos representaram a combinação das variáveis ambientais com as espécies e os tratamentos silviculturais (parcelas) (ter Braak, 1988). Isso possibilitou a visualização do padrão de variação da comunidade em relação às variáveis ambientais mensuradas e pôde-se identificar as principais características responsáveis pelo crescimento das espécies ao longo do gradiente ambiental.

A CCA foi efetuada com as espécies que foram comuns aos quatro tratamentos silviculturais aplicados na floresta e que ao mesmo tempo possuíam mais de 10 indivíduos,

pois de acordo com ter Braak (1987), espécies raras influenciam pouco nos resultados e procurou-se identificar padrões de crescimento relacionados aos tratamentos silviculturais.

Como critério de inclusão de variáveis ambientais nas análises de correspondência canônicas foi considerado um fator de inflação abaixo de 20, pois valores acima deste indicam alta multicolinearidade e redundância entre as variáveis, podendo confundir a interpretação dos resultados (ter Braak, 1988).

As variáveis ambientais foram padronizadas para retirar o efeito da discrepância entre as unidades de medida de cada variável (Zar, 1999) e as espécies foram distribuídas em função dos incrementos periódicos anuais em altura e diâmetro nas parcelas experimentais, seguindo o delineamento experimental em blocos casualizados, com os quatro tratamentos repetidos uma vez em cada bloco (Capítulo 4).

8.3 – RESULTADOS

8.3.1 – Cobertura do solo

Nas avaliações da porcentagem de cobertura do solo, verificou-se que as principais espécies presentes foram *Paspalum* sp. (capim-amargoso), espécie herbácea, de gênero nativo no cerrado sentido amplo (*lato sensu*), e *Melinis minutiflora* (capim-gordura), gramínea de origem africana, perene, que se reproduz tanto por sementes como vegetativamente. Esta última foi introduzida em países tropicais como forrageira, e posteriormente se disseminou largamente por áreas antropizadas, demonstrando grande potencial invasor (Martins *et al.*, 2004).

A presença de *M. minutiflora* esteve associada ao ambiente mais seco, sob influência de cerrado *sensu stricto* e também com menor porcentagem de sombreamento, no bloco 4 do delineamento experimental. Na testemunha, tratamento 1, a cobertura por *M. minutiflora* foi de até 25%. No tratamento 2 (liberação de desejáveis) de até 75% e no tratamento 4 (liberação de desejáveis mais corte de cipós e plantio) a cobertura foi de até 99%.

No entanto, a colonização por essa espécie foi anterior à implantação do experimento de manejo da floresta, não sendo possível associá-la aos tratamentos silviculturais. Nesse caso, recomenda-se o monitoramento dessa espécie para verificar seu desenvolvimento na floresta para posteriormente, se for o caso, recomendar medidas de controle.

A ocorrência de *Paspalum* sp. esteve associada às parcelas sem a presença de *M. minutiflora*, apresentando-se de forma distribuída em todos os blocos e parcelas, com exceção do bloco 3, onde essa espécie não foi encontrada em nenhuma parcela.

Essas duas gramíneas, *M. minutiflora* e *Paspalum* sp., foram as principais responsáveis pela cobertura do solo, principalmente, porque a presença de regeneração natural de espécies arbóreas foi muito pequena, não sendo suficiente para alterar a porcentagem de cobertura do solo mensurada.

Apesar da porcentagem de cobertura ter sido avaliada nas estações seca e chuvosa, não houve diferença entre as espécies encontradas nessas duas estações, verificando-se os mesmos percentuais de distribuição nas parcelas, com a diferença de que, na estação seca, as folhas das gramíneas apresentavam-se secas.

Na composição das análises da cobertura do solo, a porcentagem total de cobertura por vegetação encontrada nas parcelas, soma dos percentuais de cobertura por *Paspalum* sp. e por *Melinis minutiflora* apresentou menor fator de inflação e por isso foi utilizada nas análises de Correspondência Canônica associadas à dinâmica da regeneração natural, como apresentado no Capítulo 5.

Foram realizadas Análises de Correspondência Canônica - CCA com as taxas de crescimento das espécies, os Incrementos Periódicos Anuais – IPA, em altura e em diâmetro, em relação aos fatores ambientais mensurados na floresta, como declividade do terreno, cobertura do solo e porcentagem de sombreamento nas estações seca e chuvosa (Capítulo 6).

Nas Análises de Correspondência Canônica entre os incrementos florestais das árvores desejáveis, a cobertura do solo não foi utilizada, por não se relacionar diretamente ao crescimento das árvores. Nessas análises foram consideradas somente a declividade do terreno e as porcentagens de sombreamento entre os tratamentos (Capítulo 6).

8.3.2 – Declividade do terreno

A declividade do terreno nas parcelas variou de 40% a 85%, mas não foi verificada diferença estatística entre as parcelas (ANOVA, $p > 0,05$). Foi realizada Análise de Variância depois de confirmada a distribuição normal dos valores de declividade e a homogeneidade de variância pelos testes Shapiro-Wilk ($p > 0,05$) e Levene ($p > 0,05$), respectivamente.

A distribuição dos percentuais de declividade das parcelas e nos blocos (ambientes) é mostrada na Figura 8.2.

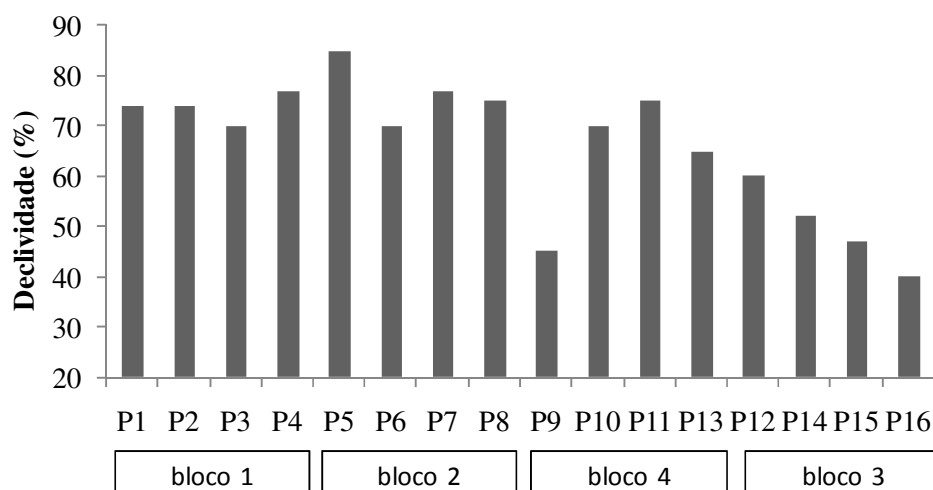


Figura 8.2. Percentuais de declividade do terreno nas parcelas experimentais (P1 a P16), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.

8.3.3 – Crescimento das árvores desejáveis em relação a fatores ambientais

As Análises de Correspondência Canônica preliminares apontaram que os incrementos periódicos anuais em altura e em diâmetro das árvores desejáveis estão associados com a porcentagem de sombreamento na estação chuvosa e com a declividade do terreno. Portanto, a cobertura do solo e a porcentagem de sombreamento na estação seca foram excluídas das análises para não prejudicarem os resultados.

O somatório dos autovalores em todos os eixos de ordenação foi 1,26 (0,13 no primeiro eixo e 0,12 no segundo) na análise com os incrementos em altura das árvores desejáveis e de 0,64 (0,10 no primeiro eixo e 0,06 no segundo), considerando os incrementos em diâmetro dessas espécies.

Na análise com os incrementos em diâmetro, os dois primeiros eixos da ordenação reuniram 24% da variância total dos dados, indicando que a declividade do terreno e a porcentagem de sombreamento na estação chuvosa não foram muito eficientes para explicar os incrementos em diâmetro das espécies. No entanto, as correlações entre espécies e ambientes foram de 0,80 e 0,91 para os dois primeiros eixos da ordenação, indicando que, mesmo sendo baixa a porcentagem da variância explicada por esses dois eixos, 24%, a ordenação foi significativa para explicá-la, como confirmado pelo teste de Monte Carlo ($p=0,11$ no primeiro eixo e $p=0,12$ em todos os eixos), sugerindo diferenças nos incrementos em diâmetro das espécies entre as parcelas do experimento (Figura 8.3).

A CCA com os incrementos em altura das árvores desejáveis indicou que os dois primeiros eixos da ordenação reuniram 20,1% da variância total dos dados. Nesse caso, as

correlações entre espécies e ambientes foram de 0,87 e 0,88 nos dois primeiros eixos, respectivamente, o que indicou novamente, que apesar dos eixos de ordenação explicarem pouco da variância dos dados, essa variação nos dados é explicada de forma significativa, como verificado pelo teste de Monte Carlo ($p=0,06$ no primeiro eixo e $p=0,006$ em todos os eixos da ordenação). Esses resultados também sugeriram diferenças nos incrementos em alturas das espécies entre as parcelas do experimento (Figura 8.4).

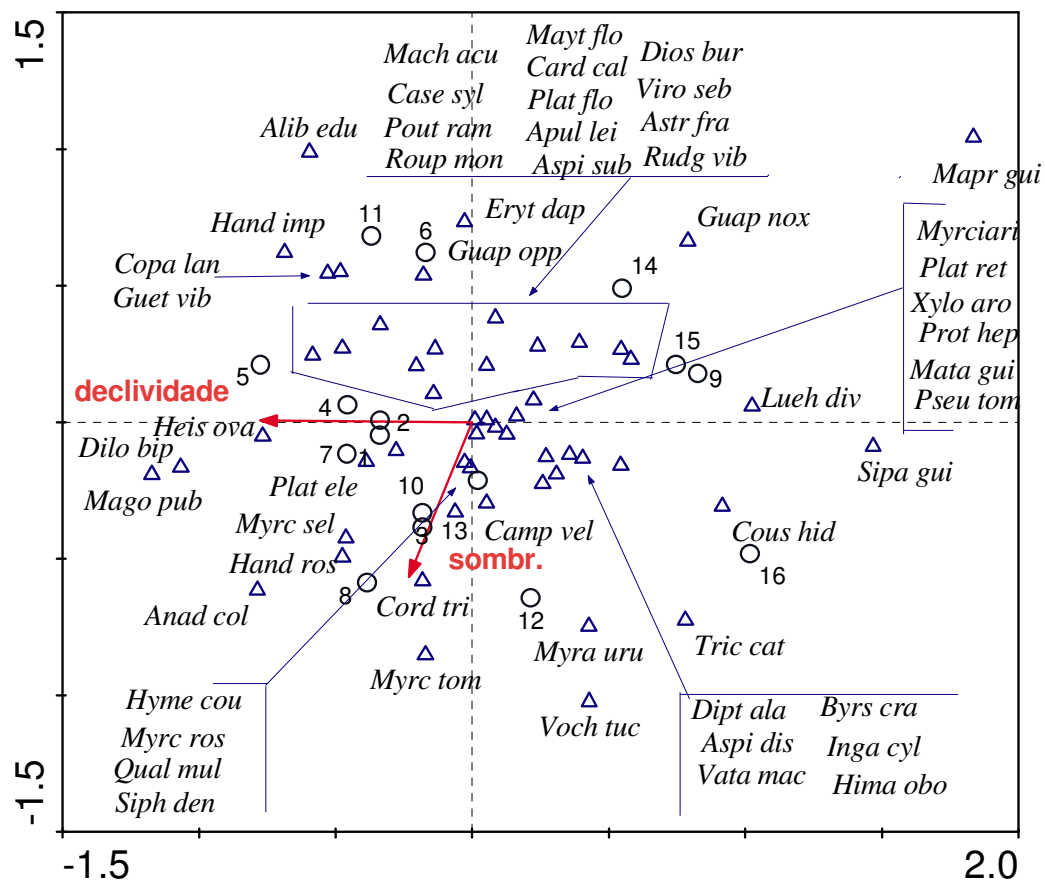


Figura 8.3. Diagrama de ordenação gerado pela Análise de Correspondência Canônica (CCA), apresentando a distribuição das espécies em função dos incrementos periódicos anuais em diâmetro, em relação às parcelas do experimento (1 a 16) e aos fatores ambientais: declividade do terreno (declividade) e porcentagem de sombreamento na estação chuvosa (somb.), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis Goiás.

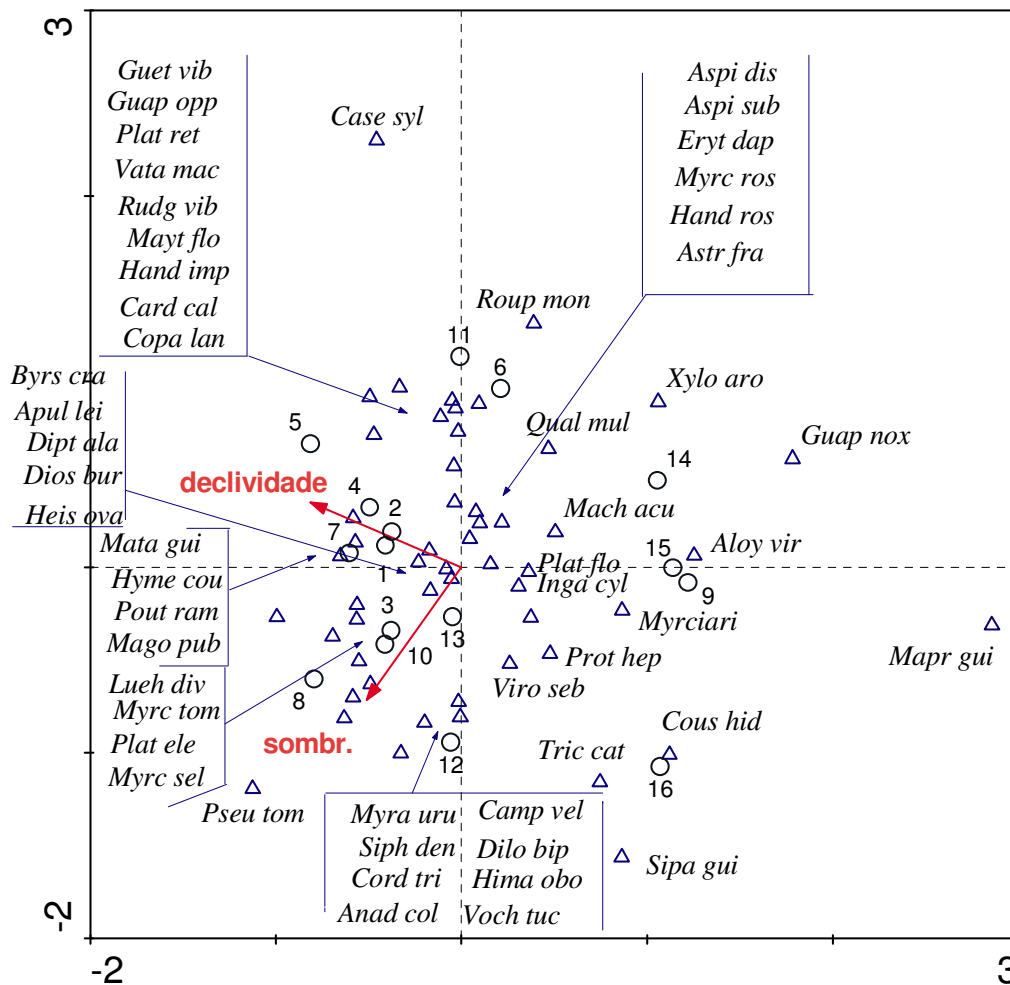


Figura 8.4. Diagrama de ordenação gerado pela Análise de Correspondência Canônica (CCA), apresentando a distribuição das espécies em função dos incrementos periódicos anuais em altura, em relação às parcelas do experimento (1 a 16) e aos fatores ambientais: declividade do terreno (declividade) e porcentagem de sombreamento na estação chuvosa (somb.), na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis Goiás.

A análise dos diagramas de ordenação gerados pela CCA permitiu verificar que com relação aos incrementos diamétricos das espécies, houve uma tendência em agrupar as parcelas que não receberam tratamento silvicultural (testemunhas – tratamento 1) aos maiores percentuais de sombreamento, compreendendo as parcelas 3, 8, 12 e 13. Além disso, foram identificadas espécies que apresentaram maior incremento diamétrico associado a essas parcelas e conseqüentemente ao maior sombreamento, como *Hymenaea courbaril*, *Myrcia rostrata*, *Qualea multiflora*, *Siphoneugena densiflora*, *Myrcia tomentosa*, *Campomanesia velutina*, *Myrcia sellowiana*, *Anadenanthera colubrina*, *Cordia trichotoma*, *Handroanthus roseoalbus* e *Myracrodruon urundeuva*. Essas quatro últimas espécies são não pioneiras

heliófitas (Felfili *et al.*, 2000) e esperava-se maior crescimento associado aos tratamentos, onde o sombreamento nas parcelas foi menor (Capítulo 7).

Por outro lado, verificou-se que grande parte das espécies apresentaram maiores incrementos diamétricos associados ao menor sombreamento, no lado oposto ao vetor de sombreamento, foram elas, *Myrciaria glanduliflora*, *Plathymenia reticulata*, *Xylopia aromatica*, *Protium heptaphyllum*, *Matayba guianensis* e *Pseudobombax tomentosum*, em menor intensidade; e *Macherium acutifolium*, *Casearia sylvestris*, *Pouteria ramiflora*, *Roupala montana*, *Maytenus floribunda*, *Cardiopetalum calophyllum*, *Platymiscium floribundum*, *Apuleia leiocarpa*, *Aspidosperma subincanum*, *Diospyros burchellii*, *Virola sebifera*, *Astronium fraxinifolium* e *Rudgea viburnoides* sob maior intensidade. Além dessas espécies, *Handroanthus impetiginosus*, *Guettarda viburnoides*, *Guapira opposita*, *Erythroxylum daphnites*, *Guapira noxia* e *Alibertia edulis*, também apresentaram incrementos em diâmetro associados à maior abertura do dossel, provocada pelos tratamentos silviculturais, na floresta sob manejo, sendo favorecidas pelas intervenções silviculturais.

Algumas parcelas ficaram associadas à maior declividade do terreno, como as parcelas 1, 2, 4 e 7, mas foram poucas as espécies que se agruparam a elas, somente *Heisteria ovata*, *Dilodendron bipinatum* e *Magonia pubescens*. O vetor de declividade do terreno agrupou as parcelas mais íngremes, como esperado, sendo que a declividade do terreno não influenciou o crescimento diamétrico das espécies.

8.4 – DISCUSSÃO

As ordenações por CCA apontaram respostas similares entre os incrementos em altura e em diâmetro das espécies. Poucas espécies associaram-se às parcelas mais sombreadas, sob tratamento 1, e às maiores declividades do terreno. Estas, portanto, formaram um grupo distinto das demais parcelas do experimento, as que estiveram sob intervenções. Como isso, grande parte das espécies apresentaram maior crescimento em altura relacionado aos tratamentos silviculturais, posicionando-se do lado oposto ao vetor de sombreamento, com algumas exceções, tais como *Virola sebifera* que apresentou maior incremento diamétrico sob tratamentos silviculturais e maior incremento em altura nas parcelas mais sombreadas. Ao contrário de *Qualea multiflora*, *Handroanthus roseo-albus* e *Myrcia rostrata* que cresceram mais em diâmetro nas parcelas mais sombreadas e em altura nas parcelas mais abertas, sob tratamentos silviculturais. O que corrobora Hosokawa *et al.* (1998) e Freitas (2004) com relação às respostas diferenciadas das espécies às intervenções silviculturais.

Os resultados indicaram que os tratamentos silviculturais de liberação de árvores desejáveis foram eficientes para estimular ao crescimento dessas árvores, assim como encontrado por Silva *et al.* (2001) em floresta ombrófila densa, na Amazônia Oriental, que verificaram forte correlação entre a exposição das copas à luz e o crescimento, independente do grupo ecológico das espécies e por Pariona *et al.* (2003) em duas florestas tropicais bolivianas, uma úmida e outra sazonalmente seca, como a deste estudo, que verificaram diferenças significativas no incremento em diâmetro, mas não em altura, na floresta úmida. Na floresta seca não existiu diferença significativa nos crescimentos entre os tratamentos.

Outros autores também encontraram respostas favoráveis ao crescimento em função da exposição à luz, tanto com corte de lianas, como tratamento silvicultural (Gerwing, 2001); quanto com técnicas de manejo de impacto reduzido (D'Oliveira & Braz, 2006), ambos na floresta amazônica, no Pará e no Acre, respectivamente.

Neste estudo não foi verificada associação entre os incrementos em altura e em diâmetro das espécies e os diferentes ambientes (blocos), que representaram um gradiente ambiental de umidade e declividade do solo. Resultado igualmente encontrado por Da Silva *et al.* (2002) em floresta densa de terra firme na Amazônia brasileira. Isso demonstrou que o padrão de crescimento das árvores foi o mesmo nos diferentes ambientes e que as respostas das espécies foram independentes das condições ambientais proporcionadas pela topografia.

Os tratamentos, apesar de terem sido diferentes nas intensidades de intervenções à floresta, diferenciando-se, principalmente, em relação ao corte de cipós. Esta prática não foi suficiente para provocar respostas diferenciadas entre as espécies, com relação aos crescimentos em altura e diâmetro, pois não foi verificada associação entre as parcelas sob os mesmo tratamentos silviculturais, como visto nos diagramas de ordenação dos incrementos em altura e em diâmetro das espécies.

8.5 – CONCLUSÃO

Os incrementos em altura e em diâmetro das espécies, em nível de populações, foram influenciados pelas intervenções silviculturais. Além disso, as espécies responderam diferentemente aos tratamentos silviculturais e não houve influência do gradiente ambiental, representado pelos blocos e declividade do terreno, nos incrementos das espécies. Portanto, confirmou-se a hipótese inicial de que as intervenções silviculturais, com a liberação de árvores desejáveis e corte de cipós de grande porte, foram suficientes para acelerar o crescimento das espécies. No entanto, outros fatores podem também estar influenciando o crescimento das espécies, pois a Análise Correspondência Canônica é uma análise direta de

gradientes e somente verifica as relações com os fatores ambientais mensurados. Porém, os autovalores foram significativos e a porcentagem da variância explicada pela ordenação foi suficiente para comprovar a hipótese.

Sugere-se intensificar os estudos dos incrementos dessa comunidade florestal, inclusive em nível de populações, com a inclusão de outros fatores ambientais, como os relacionados à fertilidade e a umidade do solo, por exemplo, os quais podem também estar influenciando no crescimento das árvores, identificando e quantificando essa influência.

9 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados encontrados nesse estudo permitiram concluir que a floresta estacional semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás, respondeu favoravelmente ao sistema de manejo florestal proposto.

A hipótese inicial foi confirmada e as intervenções silviculturais pontuais foram suficientes para aumentar o crescimento das árvores desejáveis, sem favorecer a invasão por espécies exóticas oportunistas que poderiam interferir negativamente na dinâmica da regeneração natural.

Nas populações, as taxas de mortalidade não estiveram relacionadas aos tratamentos silviculturais, nem aos ambientes, sugerindo que ocorreram seguindo a sucessão florestal natural na área. Na comunidade, a taxa de mortalidade média anual foi considerada baixa em relação às encontradas em outros trabalhos, nessa mesma fisionomia e em outras formações florestais.

Na regeneração natural, as populações de plântulas foram mais dinâmicas do que as de arvoretas, variando em função da estacionalidade climática e dos estágios de sucessão dessas populações. Além disso, os gradientes ambientais de influência ripária e de cerrado *sensu stricto* influenciaram mais a composição florística do que os tratamentos silviculturais.

A alta similaridade florística entre os estratos inferiores (regeneração natural) e superiores (adulto) da floresta, confirmou o estágio avançado de regeneração dessa floresta estacional secundária e seu potencial de manejo foi evidenciado também pela presença de espécies de alto valor comercial na regeneração natural, como: *Hymenaea courbaril*, *Astronium fraxinifolium*, *Virola sebifera*, *Copaifera langsdorffii*, *Apuleia leiocarpa*, *Aspidosperma discolor*, *Vochysia haenkeana*, *V. tucanorum*, *Qualea multiflora*, *Handroanthus impetiginosus* e *Anadenanthera macrocarpa*.

O comportamento das espécies nativas introduzidas no sistema de plantio de enriquecimento, *Myracrodruon urundeuva* Allemão e *Dipteryx alata* Vogel, mostrou que é possível aumentar o valor comercial das florestas, tornando-as mais rentáveis economicamente. O que contribui para a conservação desses ecossistemas.

A qualificação do regime luz foi essencial para confirmar a hipótese de que o crescimento das espécies esteve relacionado aos tratamentos silviculturais, pois, verificou-se que as alterações no sub-bosque foram suficientes para diferenciar os ambientes de luz em relação à testemunha, sendo acompanhadas pelos incrementos das espécies.

Os ganhos em diâmetro foram maiores nos tratamentos silviculturais mais pesados, sendo que a mediana atingiu $0,31\text{cm.ano}^{-1}$ no tratamento 4 (liberação de desejáveis mais corte de cipós e plantio); $0,30\text{cm.ano}^{-1}$ no tratamento 3 (liberação de desejáveis mais corte de cipós) e $0,27\text{cm.ano}^{-1}$ no tratamento 2 (liberação de desejáveis), enquanto na testemunha (tratamento 1) o incremento diamétrico foi de $0,26\text{cm.ano}^{-1}$. As diferenças significativas foram entre a testemunha (tratamento 1) e todos os demais tratamentos (2, 3 e 4) ($p < 0,05$), e entre o tratamento 2 (liberação) e o tratamento 4 (liberação mais corte de cipós e plantio) (Mann-Whitney U, $p < 0,05$).

Foi verificado que as estações climáticas (seca e chuvosa) alteraram a cobertura do dossel, sendo que na estação seca, a porcentagem de sombreamento no sub-bosque foi em média 20% menor do que na estação chuvosa. Além da estação climática, a porcentagem de sombreamento na floresta foi influenciada pelos tratamentos silviculturais.

Concluiu-se que as intervenções silviculturais estudadas podem e devem ser difundidas, inclusive como forma de viabilizar os projetos de manejo florestal nos fragmentos florestais encontrados na região, conservando-os e gerando inúmeros benefícios ambientais.

Sugere-se intensificar os estudos dos incrementos dendrométricos nessa comunidade florestal, ainda em nível de populações, com a inclusão de outros fatores ambientais como os relacionados à fertilidade e a umidade do solo, que poderiam também estar influenciando o crescimento das árvores.

Recomenda-se acompanhar os incrementos das espécies, anualmente ou a cada dois anos, para verificar a necessidade de novas intervenções e para prognosticar o crescimento da comunidade e das populações, fazendo inferências quanto aos ciclos de corte.

Como estratégia de conservação, pode-se acompanhar o comportamento de possíveis espécies invasoras, especialmente as gramíneas exóticas que já foram identificadas no local, para não permitir suas disseminações na área, interferindo negativamente na regeneração natural.

Estudos de custos de implantação e manutenção desse sistema de manejo nas florestas estacionais da região devem ser realizados, assim como a quantificação das possíveis receitas com produtos florestais não madeireiros e madeireiros, para dar atratividade financeira a esses fragmentos florestais sob manejo.

Sugere-se pesquisas de mercado na região, sobre a utilização das espécies florestais presentes nessas matas, aliadas à verificação dos diâmetros mínimos de corte para aproveitamento na indústria e a estudos ecológicos com o intuito de verificar os diâmetros máximos que as espécies podem alcançar nessas florestas.

As informações obtidas através neste estudo de manejo florestal, em longo prazo, podem ser úteis para futuramente prognosticar o crescimento, em nível de populações, identificando e definindo o potencial das espécies nesse sítio.

Diante da pressão de exploração das florestas, de uma maneira geral, a difusão das técnicas de manejo florestal associadas a cada fisionomia, em diferentes regiões, deveria ser incentivada para contribuir na manutenção da cobertura florestal existente. Essas práticas, se empregadas nas diferentes regiões e em diferentes fisionomias florestais de diversos países, ou mesmo no Brasil Central, poderiam compensar a exploração florestal desordenada, pois o manejo florestal sustentável eficientemente abasteceria os mercados consumidores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdala, G. C., Caldas, L. S., Haridasan, M. & Eiten, G. 1998. Above and belowground organic matter and root:shoot ratio in a cerrado in Central Brazil. **Brazilian Journal of Ecology**, 2(1): 11-23.
- Alves, F. M., Noguchi, D. K., Lescano, L. E. A. M., Ramos, W. M. & Sartori, L. B. 2007. Levantamento florísticos do componente arbóreo de duas áreas de cerrado em campo Grande – MS, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, 5(2): 564-566.
- Andrade, K. V. S. A. & Rodal, M. J. N. 2004. Fisionomia e estrutura de um remanescente de floresta estacional semidecidual de terras baixas no nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, 27(3): 463-474.
- Andrade, L. A. Z., Felfili, J. M. & Violatti, L. 2002. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília-DF. **Acta Botânica Brasilica**, 16(2): 225-240.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on bird and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, 71: 355-366.
- Appolinário, V., Oliveira-Filho, A. T., Guilherme, F. A. G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, 28(2): 347-360.
- Augspurger, C. K., 1984. Light requirements of neotropical tree seedling: A comparative study of growth and survival. **Journal of Ecology**, 72(3): 777-795.
- Banzatto, D. A. & Kronka, S. N. 1992. **Experimentação Agrícola**. FUNEP, Jaboticabal – SP. 247p.
- Barberis, I. M. & Tanner, E. V. J. 2005. Gaps and root trenching increase tree seedling growth in Panamanian semi-evergreen forest. **Ecology**, 86(3): 667-674.
- Barreto, P., Amaral, P., Vidal, E. & Uhl, C. 1998. Cost and benefits of forest management for timber production in eastern Amazônia. **Forest Ecology and Management**, 108: 9-26.
- Batista, J. L. F.; Maguire, D. A. 1998. Modeling the spatial structure of tropical forests. **Forest Ecology and Management**, 110: 293-314.
- Bawa, K. S. & Seidler, R. 1998. Natural Forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. **Conservation Biology**, 12(1): 46-55.
- Beard, J. S. 1955. The classification of Tropical American vegetation-types. **Ecology**, 36(1): 89-100.
- Bellefontaine, R., Gaston, A. & Petrucci, Y. 2000. Management of natural forests of dry tropical zones. **FAO Conservation Guide 32**. Rome.
- Bellinghan, P.J.; Tamer, E.V.J. 2000. The influence of topography on tree growth, mortality, and recruitment in a tropical montane forest. **Biotropica**, 32(3): 378-384.

- Bertault, J-G., Sist, P. 1997. An experimental comparison of different harvesting intensities with reduced-impact logging in east Kalimantan, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, 94: 209-218.
- Blain, D. & Kellman, M. 1991. The effect of water supply on tree seed germination and seedling survival in a tropical seasonal forest in Veracruz, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, 7(1): 69-83.
- Bond, W. J. & Midgley, J. J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology & Evolution**, 16(1): 45-51.
- Botrel, R. T., Oliveira Filho, A. T., Rodrigues, L. A. & Curi, N. 2002. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, 25(2): 195-213.
- Brady, N. C. & Weil, R. R. 2001. **The Nature and Properties of Soils**. (13th edition) Prentice Hall. 960 p.
- Brasil. 2003. **SNUC: Sistema nacional de unidades de conservação da natureza**. Lei n 9.985, de 18 de julho de 2000, Decreto n 4.340, de 22 de agosto de 2002. 3. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 52 p.
- Brown, S. & Lugo, A. E. 1990. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, 6(1): 1-32.
- Buenaflor, V. 1989. **Logging in Papua New Guinea**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Working Document No. 15. 67p.
- Busing, R.T. 2005. Trees mortality, canopy turnover, and woody detritus in old cove forests of the southern Appalachians. **Ecology**, 86(1): 73-84.
- Callaway, R. M. & Walker, L. R. 1997. Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. **Ecology**, 78(7): 1958-1965.
- Calvo-Alvarado, J. C., Arias, D. & Richter, D. D. 2007. Early growth performance of native and introduced fast growing tree species in wet to sub-humid climates of the Southern region of Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, 242: 227-235.
- Campos, J. C. & Landgraf, P. R. 2001. Análise da regeneração natural de espécies florestais em matas ciliares de acordo com a distância da margem do lago. **Ciência Florestal**, 11(2): 143-151.
- Caron, B. O., Meira, W. R., Schmidt, D., Santos Filho, B. G., Medeiros, S. L. P., Manfron, P. & Müller, L. 2007. Análise de crescimento de plantas de aroeira vermelha no município de Ji-Paraná, RO. **Uruguiana**, 14(1): 1-13.

- Carvalho, H. R. 2004. Avaliação dos impactos causados por diferentes tratamentos silviculturais em uma área de mata seca no município de Pirenópolis - GO. **Monografia**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- Carvalho, J. O. P., Silva, J. N. M. & Lopes, J. C. A. 2004. Growth rate of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta Amazonica**, 34(2): 209-217.
- Castanho Filho, E. P. 2007. Prospecção da viabilidade econômica do programa estadual de madeiras de Lei. **Informações Econômicas**, 37(3): 14-26.
- Ceccon, E. Sánchez, S. & Campom J. 2004. Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, Mexico: a field experiment with N and P fertilization. **Plant Ecology**, 170: 277-285.
- Cerqueira, R., Brant, A., Nascimento, M. T. & Pardini, R. 2005. Fragmentação: alguns conceitos. In: **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**/Rambaldi, D. M. & de Oliveira, D. A. S. (orgs.). Brasília: MMA/SBF. 510 p.
- Chazdon, R. L. 1998. Tropical forest – Log ‘Em or Leave ‘Em? **Science**, 281(5381): 1295-1299.
- Chazdon, R. L.; Brendes, A. R.; Alvarado, B. V. 2005. Effects of climate and stand age on annual tree dynamics in tropical second-growth rain forests. **Ecology**, 86(7): 1808-1815.
- Clark, D. B.; Clark, D.A. 2000. Tree growth, mortality, physical condition and microsite in old growth lowland tropical rain forest. **Ecology**, 81(1): 294.
- Clearwater, M. J., Nifinluri, T. & van Gardingen, P. R. 1999. Growth response of wild *Shorea* seedlings to high light intensity. In: **Management of secondary and Logged-over forest in Indonesia**. Selected proceedings of an International Workshop. Sist, P., Sabogal, C. & Byron, Y. eds. CIFOR.
- Coelho, D. J. S. & Souza, A. L. 2007. Alteração florística de áreas de florestas exploradas convencionalmente com planos de manejo, nos domínios de floresta atlântica, Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, 31(2): 247-256.
- Coelho, D. J. S. 2006. Diagnóstico de planos de manejo florestal em áreas de florestas estacionais semideciduais no estado de Minas Gerais. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- Collet, C. & Chenost, C. 2006. Using competition and light estimates to predict diameter and height growth of naturally regenerated beech seedlings growing under changing canopy conditions. **Forestry**, 79(5): 489-502.
- Condit, R., Sukumar, R., Hubbell, S. P. & Foster, R. B. 1998. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. **The American Naturalist**, 152(4): 495-513.

- Corlett, R. T. 1994. What is secondary forest? **Journal of Tropical Ecology**, 10(3): 445-447.
- Corrêa, G. C., Rocha, M. R. & Naves, R. V. 2000. Germinação de sementes e emergência de plântulas de Baru (*Dipteryx alata* Vog.) nos cerrados do estado de Goiás. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, 30(2): 17-23.
- Costa, D. H. M., da Silva, S. M. A. & Silva, J. N. M. 2001. Efetividade e custos do desbaste com aplicação de arboricida em floresta natural na região do Tapajós, Pará e Jarí, Amapá. In: **A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID** / Silva, J. N. M., Carvalho, J. O. P. & Yared, J. A. G. (orgs.) – Belém: Embrapa Amazônia Oriental: DFID.
- Coutinho, M. P., Martins, S. V., Barroso, D. G., Coutinho, R. P. & Marciano, C. R. 2003. Sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas no enriquecimento de floresta secundária em Cruzeiro, SP. 8º Congresso Florestal Brasileiro. São Paulo. **Anais**, 2: 127-129.
- Cronk, Q. C. B. & Fuller, J. L. 2001. **Plantas Invasoras: La amenaza para los ecosistemas naturales**. Nordan-Comunidad. 205p.
- Cubiña, A. & Aide, M. 2001. The effect of distance from Forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**, 33(2): 260-267.
- Cunha, A. G. 1999. **Dicionário histórico das palavras portuguesas de origem tupi**. Antônio Geraldo da Cunha. 5ª ed. São Paulo: Companhia Melhoramentos; Brasília: UnB. 397p.
- D'Antonio, C. M. & Vitousek, P. M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 23: 63-87.
- d'Oliveira, M. V. N. & Braz, E. M, 2006. Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Peixoto na Amazônia Ocidental. **Acta Amazônica**, 36(2): 177-182.
- d'Oliveira, M. V. N. 2000. Artificial regeneration in gaps and skidding trails after mechanized forest exploitation in Acre, Brazil. **Forest Ecology and Management**, 127: 67-76.
- da Silva, R. P., Santos, J. Tribuzy, E. S., Chambers, J. Q., Nakamura, S. & Higuchi, N. 2002. Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. **Forest Ecology and Management**, 166: 295-301.
- Damasceno-Junior, G.A.; Semir, J.; Santos, F.A.M.; Leitão-Filho, H.F. 2004. Tree mortality in a riparian forest at Rio Paraguai, Pantanal, Brazil, after an extreme flooding. **Acta Botânica Brasílica**, 18(4): 839-846.
- Dawkins, H. C. & Philip, M. S. 1998. **Tropical moist forest silviculture and management: a history of success and failure**. CAB International Press. 359 p.

- de Jong, W., Freitas, L., Baluarte, J., van de Kop, P., Salazar, A., Inga, E., Melendez, W. & Germaná, C. 2001. Secondary Forest dynamics in the Amazon floodplain in Peru. **Forest Ecology and Management**, 150: 135-146.
- Denslow, J. S., Schultz, J. T., Vitousek, P. & Strain, B. R. 1990. Growth responses of tropical shrubs to tree fall gap environments. **Ecology**, 71: 165-179.
- DSG – Diretoria de Serviço Geográfico - Ministério da Defesa: Exército Brasileiro. 2002. **Carta Topográfica da Região Centro-Oeste do Brasil**. Folha SD-22-Z-D-V. MI-2213.
- Durigan, G. 2006. Observations on the Southern Cerrados and their relationship with the core area. p. 67-78. In: **Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: diversity, biogeography, and conservation**/editors, R. Toby Pennington and James A. Ratter. CRC Press.
- Dykstra, D.P. 2002. Reduced impact logging: concepts and issues. In: **Applying Reduced Impact Logging to Advance Sustainable Forest Management**. International Conference Proceedings. Malaysia, 2002/Enters, T.; Durst, P.B.; Applegate, G.B.; Kho, P.C.S. & Man G. Eds. FAO, Thailand.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**, 38(2): 201-341.
- Embrapa. 1999. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Embrapa. Brasília, DF.
- Engel, V. & Poggiani, F. 1990. Influência do sombreamento sobre o crescimento de mudas de algumas essências nativas e suas implicações ecológicas e silviculturais. **Série Técnica IPEF**, 43(44): 1-10.
- Engel, V. L., Fonseca, R. C. B. & Oliveira, R. E. 1998. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, 12(32): 43-64.
- Engelbrecht, B. M. J. & Hertz, H. M. 2001. Evaluation of different methods to estimate understorey light conditions in tropical forest. **Journal of Tropical Ecology**, 17: 207-224.
- Espartel, L. & Lüderitz, J. 1963. **Caderneta de Campo**. Globo, Porto Alegre. 655p.
- Ewel, J. 1980. Tropical Succession: manifold routes to maturity. **Biotropica**, 12(2): 2-7.
- Ewel, J. J. 1993. Restoration is the ultimate test of ecology theory. In: **Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research**. Ed. Jordan, W.R., Gilpin, M.E. e Aber, J. D. University Press. Cambridge. 342p.
- Fagg, C. W. 2001. Influência da fertilidade de solo e níveis de sombreamento no desenvolvimento inicial de espécies nativas de acácia e sua distribuição no cerrado. **Tese de Doutorado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF. 166p.
- Fagg, C. W., Felfili, J. M., Rezende, A. V. Fiedler, N. C. 2004. Composição florística da camada lenhosa de uma floresta estacional semidecídua ripária na RPPN VAGAFOGO, Pirenópolis, GO. 2004. 55º Congresso Nacional de Botânica. **Anais**. Viçosa, MG.

- FAO. 2004. **Reduced impact logging in tropical forests. Literature synthesis, analysis and prototype statistical framework.** Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. 2005a. **Global forest resources assessment.** Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. 2005b. **State of the World's Forests.** Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Felfili, J. M. & Abreu, H. M. 1999. Regeneração natural de *Roupala montana* Aubl., *Piptocarpha macropoda* Back. e *Persea fusca* Mez. em quatro condições ambientais na mata de galeria do Gama – DF. **Cerne**, 5(2): 125-132.
- Felfili, J. M. 1995b. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, 117: 1-15.
- Felfili, J. M. 1997a. Comparison of dynamics of two gallery Forest in central Brazil p. 115-124. In: **Proceedings International Symposium on Assessment and Monitoring of Forest in Tropical Dry Regions with Special Reference to Gallery Forest.** Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- Felfili, J. M. 1997b. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery Forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management**, 91: 235-245.
- Felfili, J. M. 2001a. Principais fisionomias do espigão mestre do São Francisco. p. 18-30. In: **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico da Chapada do Espigão Mestre do São Francisco/Jeanine M. Felfili, Manoel Cláudio da Silva Júnior (orgs.).** Brasília, Universidade de Brasília.
- Felfili, J. M. 2001b. Distribuição de diâmetros de quatro áreas de cerrado *sensu stricto* na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. In: **Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico da Chapada do Espigão Mestre do São Francisco/Jeanine M. Felfili, Manoel Cláudio da Silva Júnior (orgs.).** Brasília: Universidade de Brasília.
- Felfili, J. M. 2003. Fragmentos de florestas estacionais do Brasil Central: diagnóstico e proposta de corredores ecológicos. p. 139-160. In: **Fragmentação Florestal e Alternativas ao Desenvolvimento Rural na Região Centro-Oeste/Reginaldo Brito da Costa (org.).** Campo Grande: UCDB.
- Felfili, J. M., Carvalho, F. A. & Haidar, R. F. 2005b. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas cerrado e pantanal.** Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal. 55 p.
- Felfili, J. M., Carvalho, F. A., Libano, A. M., Venturoli, F., Pereira, B. A. S. 2007a. Análise multivariada em estudos de vegetação. **Comunicações Técnicas Florestais**, 9(1): 60p.

- Felfili, J. M., Fagg, C. W., Rezende, A. V., Fiedler, N.C., Venturoli, F. 2005a. Semideciduous secondary forest management in Vagafogo, Goiás, Brazil. In: Annual Meeting of the Association for Tropical Biology and Conservation. **Anais**. Uberlândia-MG. p.165.
- Felfili, J. M., Felfili, M. C., Fagg, C. W., Rezende, A. V., Nogueira, P. E. & Silva Júnior, M. C. 2006. Phytogeography of cerrado *sensu stricto* and system zoning in Central Brazil. p. 79-94. In: **Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: diversity, biogeography, and conservation**/editors, R. Toby Pennington and James A. Ratter. CRC Press.
- Felfili, J. M., Franco, A. C., Fagg, C. W. & Souza-Silva, J. C. 2001. Desenvolvimento inicial de espécies de mata de galeria. In **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**/José F. Ribeiro, Carlos E. Lazarini da Fonseca, José C. Souza-Silva (eds.). Embrapa: Planaltina, DF.
- Felfili, J. M., Hilgert, L. F. , Franco, A. C., Souza-Silva, J. C., Rezende, A. V. & Nogueira, M. V. P. 1999. Comportamento de plântulas de *Sclerolobium paniculatum* Vog. var. *rubiginosum* (Tul.) Benth. sob diferentes níveis de sombreamento, em viveiro. **Revista Brasileira de Botânica**, 22(2): 297-301.
- Felfili, J. M., Nascimento, A. T., Fagg, C. W. & Meirelles, E. M. 2007b. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, 30(4): 611-621.
- Felfili, J. M., Nogueira, P. E., Silva Júnior, M. C. Marimon, B. S. & Delitti, W. B. C. 2002. Composição florística e fitossociologia do cerrado sentido restrito no município de Água Boa, MT. **Acta Botânica Brasílica**, 16(1): 103-112.
- Felfili, J. M., Ribeiro, J. F., Fagg., C. W. & Machado, B. M. T. 2000. **Recuperação de Matas de Galeria**. Embrapa: Planaltina, DF.
- Felfili, J. M., Silva Júnior, M. C., Sevilha, A. C., Fagg, C. W., Walter, B. M. T., Nogueira, P. E. & Rezende, A. V. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology**, 175: 37-46.
- Felfili, J.M. 1995a. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in Central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology**, 11: 67-83, 1995.
- Felfili, M. C. & Felfili, J. M. 2001. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto* da Chapada Pratinha, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, 15(2): 243-254.
- Felton, A., Felton, A. M., Wood, J. & Linenmayer, D. B. 2006. Vegetation structure, phenology, and regeneration in the natural and anthropogenic tree-fall gaps of a reduced-impact logged subtropical Bolivian forest. **Forest Ecology and Management**, 235: 186-193.
- Ferreira, M. S. G. & Neto, M. A. 2001. Manejo florestal comunitário: primeiros resultados de uma experiência em Sítio Novo, Itupiranga, Pará. In: **A silvicultura na Amazônia**

- Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID** / Silva, J. N. M., Carvalho, J. O. P. & Yared, J. A. G. – Belém: Embrapa Amazônia Oriental: DFID.
- Ferreira, R. A., Botelho, S. A., Davide, A. C. & Malavasi, M. M. 1998. Caracterização morfológica de fruto, semente, plântula e muda de *Dipteryx alata* Vogel – Baru (Leguminosae Papilionoideae). **Cerne**, 4(1): 73-87.
- Fetene, M. & Feleke, Y. 2001. Growth and photosynthesis of seedlings of four tree species from a dry tropical afro-montane forest. **Journal of Tropical Ecology**, 17:269-283.
- Ffolliott, P. F., Gregersen, H., Brooks, K. N., Lundgren, A. L. 1995. **Dryland forestry: planning and management**. New York: J Wiley. 451 p.
- Figueirôa, J. M., Barbosa, D. C. A. & Simabukuro, E. A. 2004. Crescimento de plantas jovens de *Myrcodruon urundeuva* Alemão (Anacardiaceae) sob diferentes regimes hídricos. **Acta Botânica Brasileira**, 18(3): 573-580.
- Fonseca, C. E. L., Ribeiro, J. F., Souza, C. C., Rezende, R. P. & Balbino, V.K. 2001. Recuperação da vegetação de matas de galeria: estudos de caso no Distrito Federal e Entorno. In: **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**/Ribeiro, J. F., Fonseca, C. E. L. & Souza-Silva, J. C. (eds.) Embrapa: Planaltina, DF.
- Fonseca, R. C. B. & Fonseca, I. C. B. 2004. Utilização de métodos estatísticos multivariados na caracterização do mosaico sucessional em floresta semidecidual. **Revista Árvore**, 28(3): 351-359.
- Forshed, O., Urdabe, T., Karlsson, A. & Falk, J. 2006. Initial impact of supervised logging and pre-logging climber cutting compared with conventional logging in a dipterocarp rainforest in Sabah, Malaysia. **Forest Ecology and Management**, 221: 233-240.
- Foster, H. W. & Melo, A. C. G. 2007. Biomassa aérea e de raízes em árvores de reflorestamentos heterogêneos no vale do Paranapanema, SP. Instituto Florestal de São Paulo. **Série Registros**, 31: 153-157.
- Freitas, J. V. 2004. Improving tree selection for felling and retention in natural forest in Amazônia through spatial control and targeted seed tree retention: a case study of a forest management project in Amazonas state, Brazil. **Thesis - Doctor of Philosophy**, University of Aberdeen, Scotland.
- Frumhoff, P. C. 1995. Conserving wildlife in tropical forests managed for timber. **BioScience**, 45: 456-464.
- FUNATURA. 1990. **Plano de manejo: Santuário de Vida Silvestre da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis - GO**. Funatura. Brasília, DF. 76p.
- Garwood, N. C. 1983. Seed germination in a seasonal tropical forest in Panama: A community study. **Ecological Monographs**, 53(2): 159-181.

- Gentry, A. H., 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. p. 146-194. In: **Seasonally dry tropical forest** (ed. S. H. Bullock, H. A. Mooney & E. Medina). Cambridge University Press, Cambridge.
- GeoBrasil. 2002. **Perspectivas do meio ambiente no Brasil.**/Santos, T. C. C. & Câmara, J. B. D. (orgs.). Brasília: Edições IBAMA. 440p.
- GeoGoiás. 2002. **Estado Ambiental de Goiás.**/Maurício Galinkin (ed.). Goiânia: Agência Ambiental de Goiás: Fundação CEBRAC: PNUMA:SEMARH. 272p.
- Gerhardt, K. 1996. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in seasonal dry Forest. **Forest Ecology and Management**, 82: 33-48.
- Gerwing, J. J. 2003. Corte de cipós e queimada controlada como tratamentos silviculturais em uma floresta explorada na Amazônia Oriental. p. 35-55. In: **Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental**. E. Vidal & J. J. Gerwing (orgs.). Belém: Imazon.
- Gerwing, J. J. & Vidal, E. 2003a. Abundância e diversidade de espécies de cipó oito anos após seu corte e exploração de madeira numa floresta na Amazônia Oriental. p. 25-34. In: **Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental**. E. Vidal & J. J. Gerwing (orgs.). Belém: Imazon.
- Gerwing, J. J. & Vidal, E. 2003b. Ecologia e manejo de cipós na Amazônia. p.121-130. In: **Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental**. E. Vidal & J. J. Gerwing (orgs.). Belém: Imazon.
- Gerwing, J. J. 2001. Testing liana cutting and controlled burning as silvicultural treatments for a logged forest in the eastern Amazon. **The Journal of Applied Ecology**, 38(6): 1264-1276.
- Gerwing, J. J. 2006. The influence of reproductive traits on liana abundance 10 years after conventional and reduced-impact logging in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, 221: 83-90.
- Gomes, E. P. C., Mantovani, W., Kageyama, P. Y. 2003. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 63: 47-60.
- Gómez-Pompa, A. & Burley, F. W. 1991. The management of natural tropical forest. In: Rain forest regeneration and management/Gómez-Pompa, A., Whitmore, T. C. & Hadley, M. (eds). **Man and the Biosphere Series**, 6.
- Gonzaga, A. P. D., Machado, E. L. M., Almeida, H. S., Nunes, Y. R. F., Oliveira Filho, A. T. & D'Ângelo Neto, S. 2007. Padrões florísticos e estruturais da regeneração natural de dois remanescentes de floresta estacional decidual em Montes Claros, Norte de Minas Gerais. 58º Congresso Nacional de Botânica. **Anais**. São Paulo, SP.
- Gouveia, G. P., Felfili, J. M. 1998. Fenologia de comunidade de cerrado e de mata de galeria no Brasil Central. **Revista Árvore**: 22: 443-450.

- Graaf, N. R., Poels, R.L. H. & Van Rompaey, R. S. A. R. 1999. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. **Forest Ecology and Management**, 124: 123-135.
- Grogan, J., Landis, M. L., Ashton, M. S. & Galvão, J. 2005. Growth response by big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) advance seedling regeneration to overhead canopy release in southeast Pará, Brazil. **Forest Ecology and Management**, 204: 399-412.
- Guimarães, J. C. C., Berg, E. V. D., Castro, G. C., Machado, E. L. M., Oliveira-Filho, A. T. 2007. Dinâmica de uma floresta de galeria aluvial em um intervalo de 6,5 anos, em Poços de Caldas, MG, Brasil. VIII Congresso de Ecologia do Brasil. **Anais**. Caxambu, MG. p. 1-3.
- Haase, R. & Hirooka, R. Y. 1998. Structure, composition and small litter dynamics of a semi-deciduous forest in Mato Grosso, Brazil. **Flora**, 193(2): 141-147.
- Haidar, R. F. 2008. Fitossociologia, diversidade e sua relação com variáveis ambientais em florestas estacionais do bioma cerrado no Planalto Central e Nordeste do Brasil. **Dissertação de Mestrado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF. 254p.
- Haridasan, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, 12: 54-64.
- Haridasan, M. 2001. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the Cerrados of Central Brazil. p. 68-83. In: McClain, M. E.; Victoria, R. L. & Richey, J. E. (eds.) **Biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world**. Oxford University Press, New York.
- Haridasan, M. 2005. Competição por nutrientes em espécies arbóreas do cerrado. In: **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**/Scariot, A., Felfili, J. M. & Souza-Silva, J. C. (eds.). MMA, Brasília, DF. 439p.
- Higuchi, P., Reis, M. G. F., Reis, G. G., Pinheiro, A. L., Silva, C. T. & Oliveira, C. H. R. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, 30(6): 893-904.
- Hobbs, R. J. 1987. Disturbance regimes in remnants of natural vegetation. In: **Nature Conservation, the role of remnants of native vegetation**. Ed. Saunders, D. A., Arnold, G. W., Burbidge, A. A. & Hapkins, J. M.: Surrey Beatty & Sons Pty Ltd, Australia, 1987.
- Holmgren, M., Scheffer, M., & Huston, M. A. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. **Ecology**, 78(7): 1966-1975.
- Holmes, T. P., Blate, G. M., Zweede, J. C., Pereira Jr, R., Barreto, P., Boltz, F. & Bauch, R. 2002. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, 163: 93-110.
- Hosokawa, R. T., Moura, J. B. & Cunha, U. S. 1998. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba: Ed. UFPR. 162p.

- IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. www.ibama.gov.br acessado em julho de 2006.
- IBGE. 2000. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. www.ibge.gov.br/cidadesat acessado em 28/09/2004.
- IBGE. 2001. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de solos do Brasil**. Escala 1:5.000.000.
- IBGE. 2002. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. www.ibge.gov.br/cidadesat acessado em 26/10/2005.
- IBGE. 2004a. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da extração vegetal e da silvicultura 2004**. Rio de Janeiro, 19: 1-59.
- IBGE. 2004b. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de vegetação do Brasil**.
- IBGE. 2004c. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Resultados da amostra do censo demográfico 2000 – malha municipal do Brasil: situação em 2001**. Rio de Janeiro: IBGE. In: www.ibge.gov.br/cidadesat acessado em 20/12/2005.
- IBGE. 2005. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da extração vegetal e da silvicultura 2005**. Rio de Janeiro, 20: 1-50.
- Imaña, J. E. 1998. **Dasometria practica**. Brasília, Editora Universidade de Brasília. 112p.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Normais Climatológicas**. www.inmet.gov.br acessado em 15 de janeiro de 2006.
- ITTO. 2006. Status of tropical forest management 2005. **ITTO Technical Series**, 24.
- Ivanauskas, N. M., Rodrigues, R. R. & Nave, A. G. 1999. Fitossociologia de um trecho de floresta estacional semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brazil. **Scientia Forestalis**, 56: 83-99.
- Jennings, S. B.; Brown, N. D. & Sheil, D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. **Forestry**, 72: 59-73.
- Johns, J. S., Barreto, P. & Uhl, C. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, 89: 59-71.
- Johns, J. S., Barreto, P. & Uhl, C. 1998. Os danos da exploração de madeira com e sem planejamento na Amazônia Oriental. **Série Amazônica**, 16. IMAZON. Belém, PA. 40p.
- Kageyama, P. Y., Gandara, F. B. & Souza, L. M. I. 1998. Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série Técnica IPEF**, 12(32): 65-70.

- Kalacska, M., Sanchez-Azofeifa, G. A., Calvo-Alvarado, J. C., Quesada, M., Rivard, B. & Janzen, D. H. 2004. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical Forest. **Forest Ecology and Management**, 200: 227-247.
- Kammesheidt, L. 1999. Forest recovery by root suckers and above-ground sprouts after slash-and-burn agriculture, fire and logging in Paraguay and Venezuela. **Journal of Tropical Ecology**, 15: 153-157.
- Karin, G., & Håkan, H. 1992. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests – an introduction. **Journal of Vegetation Science**, 3: 361-364.
- Kariuki, M., Kooyman, R. M., Smith, R. G. B., Wardell-Johnson, G. & Vanclay, J. K. 2006. Regeneration changes in tree species abundance, diversity and structure in logged and unlogged subtropical rainforest over a 36-year period. **Forest Ecology and Management**, 236: 162-176.
- Keeling, H. C. & Phillips, O. L. 2007. A calibration method for the crown illumination index for assessing forest light environments. **Forest Ecology and Management**, 242: 431-437.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. **Vegetation Description and analysis: a Practical Approach**. Belhaven Press. London. 363p.
- Khurana, E. & Singh, J. S. 2000. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. **Environmental Conservation**, 28(1): 39-52.
- Killmann, W., Bull, G. Q., Schwab, O. & Pulkki, R. E. 2002. Reduced impact logging: does it cost or does it pay? In: **Applying Reduced Impact Logging to Advance Sustainable Forest Management**. International Conference Proceedings. Malaysia, 2001/Enters, T.; Durst, P. B.; Applegate, G. B.; Kho, P. C. S. & Man G. (eds.). FAO, Thailand.
- King, D. A., Davies, S. J. & Noor, N. S. M. 2006. Growth and mortality are related to adult tree size in a Malaysian mixed dipterocarp forest. **Forest Ecology and Management**, 223:152-158.
- Klassen, A. W. 2002. Impediments to the adoption of reduced impact logging in the Indonesian corporate sector. In: **Applying Reduced Impact Logging to Advance Sustainable Forest Management**. International Conference Proceedings. Malaysia, 2001/Enters, T.; Durst, P. B.; Applegate, G. B.; Kho, P. C. S. & Man G. (eds.). FAO, Thailand.
- Kubo, T.; Kohyama, T.; Potts, M.D.; Ashton, P.S. 2000. Mortality rate estimation when inter-census intervals vary. **Journal of Tropical Ecology**, v.16, p.753-756, 2000.
- Lamprecht, H. 1990. **Silvicultura en los trópicos**. Trad. del Antonio Carrillo. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. – Rossdorf: TZ-Verl.-Ges.

- Laurance, W. F. 1998. Rainforest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Série Técnica IPEF**, 12(32): 21-24.
- Lebrón, M. L. 1980. Physiological plant ecology: some contributions to the understanding of the secondary succession in tropical lowland rainforest. **Biotropica**, 12(2), Supplement: Tropical Sucession: 31-33.
- Lei Federal N. 11.284 de 2 de março de 2006.
- Leite, E. 2002. State-of-knowledge on *Myracrodruon urundeuva* Fr. Allemão (Anacardiaceae) for genetic conservation in Brazil. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, 5:193-206.
- Lewis, S. L., Phillips, O. L., Sheil, D., Vinceti, B., Baker, T. R., Brown, S., Graham, A. W., Higuchi, N., Hilbert, D. W., Laurance, W. F., Lejoly, J., Malhy, Y., Monteagudo, A., Vargas, P. N., Sonke, B., Supardi, N. M. N., Terborgh, J. W. & Martinez, R. V. 2004. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, 92(6): 929-944.
- Lieberman, D. & Li, M., 1992. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. **Journal of Vegetation Science**, 3: 375-382.
- Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R. & Hartshorn, G.S. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, 73: 915-924.
- Lima, A. P., Lima, O. P., Magnusson, W. E., Higuchi, N. & Reis, F. Q. 2002. Regeneration of five commercially-valuable tree species after experimental logging in an Amazonian forest. **Revista Árvore**, 26(5): 567-571.
- Lima, R. A. F. 2005. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, 28(4): 651-670.
- Lima, R. A. F., Martini, A. M. Z., Gandolfi, S., Rodrigues, R. R. 2008. Repeated disturbances and canopy disturbance regime Iná tropical semi-deciduous forest. **Journal of Tropical Ecology**, 24: 85-93.
- Lopes, J. C. A., Whitmore, T. C., Brown, N. D. & Jennings, S. B. 2001b. Efeito da exploração florestal nas populações de mudas em uma floresta tropical úmida no município de Moju, PA. In: **A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID**/Silva, J. N. M., Carvalho, J. O. P. & Yared, J. A. G. (orgs.). Belém: Embrapa Amazônia Oriental: DFID.
- Lopes, J. C. A., Whitmore, T. C., Brown, N. D. & Jennings, S. B. 2001a. Banco de sementes de uma floresta tropical úmida no município de Moju, PA. In: **A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID**/Silva, J. N. M., Carvalho, J. O. P. & Yared, J. A. G. (orgs.). Belém: Embrapa Amazônia Oriental: DFID.
- Lugo, A. E., Medina, E., Trejo-Torres, J. C. & Helmer, E. 2006. Botanical and ecological basis for the resilience of Antillean dry forests. p. 359-382. In: **Neotropical Savannas**

- and Seasonally Dry Forests: diversity, biogeography, and conservation**/R. Toby Pennington and James A. Ratter (eds.). CRC Press.
- Mackinnon, J., Mackinnon, K., Child, G. & Thorsell, J. 1992. **Managing Protected Areas in the Tropics**. Page Bros (Norwich) Limited, UK. 295p.
- Magurran, A. E. 1988. **Ecological Diversity and its Measurement**. Chapman and Hall. London, UK. 179p.
- Malinovski, R. A., Berger, R., Silva, I. C., Malinovski, R. A. & Barreiros, R. M. 2006. Viabilidade econômica de reflorestamentos em áreas limítrofes de pequenas propriedades rurais no município de São José dos Pinhas - PR. **Floresta**, 36(2): 261-274.
- Marangon, L. C., Soares, J. J., Feliciano, A. L. P. & Brandão, C. F. L. S. 2008. Regeneração natural em fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, 32(1): 183-191.
- Marimon, B. S. 2005. Dinâmica de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e comparação com uma floresta mista em Nova Xavantina-MT. **Tese de Doutorado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- Marod, D., Kutintara, U., Tanaka, H. & Nakashizuka, T. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology**, 161: 41-57.
- Marra, D. M., Felfili, J. M. & Pereira, B. A. S. 2007. Fitossociologia da regeneração natural de uma floresta estacional decidual em afloramentos calcáreos na APA de Cafuringa, Distrito Federal, Brasil. 58º Congresso Nacional de Botânica. **Anais**. São Paulo, SP.
- Martins, C. R., Leite, L. L. & Haridasan, M. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, 28(5): 739-747.
- Martins, S. S., Couto, L., Machado, C. C. & Souza, A. L. 2003. Efeito da exploração florestal seletiva em uma floresta estacional semidecidual. **Revista Árvore**, 27(1): 65-70.
- Mattei, V. L. & Rosenthal, M. D. 2002. Semeadura direta de canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. no enriquecimento de capoeiras. **Revista Árvore**, 26(6): 649-654.
- Mayle, F. 2006. The late Quaternary biogeographical history of South American seasonally dry tropical forests: insights from paleo-ecological data. p. 395-416. In: **Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: diversity, biogeography, and conservation** / editors, R. Toby Pennington and James A. Ratter. (eds.). CRC Press.
- McCune, B. & Grace, J. B. 2002. **Analysis of ecological communities**. MjM. Oregon, USA.
- McLaren, K. P. & McDonald, M. A. 2003a. Coppice regrowth in a disturbed tropical dry limestone forest in Jamaica. **Forest Ecology and Management**, 180: 99-111.

- McLaren, K. P. & McDonald, M. A. 2003b. Seedling dynamics after different intensities of human disturbance in a tropical dry limestone forest in Jamaica. **Journal of Tropical Ecology**, 19: 567-578.
- McLaren, K. P. & McDonald, M. A. 2003c. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry Forest in Jamaica. **Forest Ecology and Management**, 183: 61-75.
- Melo, A. C. G. & Faria, H. H. 2004. Três ensaios de crescimento para espécies arbóreas de valor comercial em plantio consorciado a espécies pioneira em Paraguaçu Paulista, SP. In: **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental do Oeste Paulista: Resultados da cooperação Brasil/Japão**/Vilas Boas, O. & Durigan, G. (eds.). São Paulo, Instituto Florestal.
- Mendonça, R. C., Felfili, J. M., Walter, B. M. T., Silva Júnior, M. C., Rezende, A. V., Filgueiras, T. S. & Nogueira, P. E. 1998. Flora vascular do cerrado. p. 89-166. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. (eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. Embrapa. Planaltina, DF.
- Mesquita, R. C. G. 2000. Management of advanced regeneration in secondary forests of the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, 130: 131-140.
- Metz, M. R., Comita, L. S., Chen, Y., Norden, N., Condit, R., Hubbell, S. P., Sun, I., Noor, N. S. & Wright, J. 2008. Temporal and spatial variability in seedling dynamics: a cross-site comparison in four lowland tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, 24: 9-18.
- Miles, L., Newton, A. C., DeFies, R. S., Ravilious, C, May, I., Blyth, S., Kapos, V. & Gordon, J. E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, 33: 491-505.
- Mills, L. S., Soulé, M. E. & Doak, D. F. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. **BioScience**, 43(4): 219-224.
- Miranda, E. E. 2007. **Quando o Amazonas corria para o pacífico: uma história desconhecida da Amazônia**. Vozes, Petrópolis, RJ. 253p.
- Montagnini, F. 2001. **Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from Latin America**. Caracas, INCI, 26(10).
- Muniz, M. R. A. 2004. Estudo do regime de luz nas quatro principais formações fitogeográficas no estado de São Paulo durante o inverno do ano de 2003. **Dissertação de Mestrado**, UNICAMP. Campinas, SP.
- Murphy, P. G., Lugo, A. E. 1986. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 17: 67-88.
- Nappo, M. E., Oliveira Filho, A. T. & Martins, S. V. 2000. A estrutura do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Bentham, em área minerada, em poços de caldas, MG. **Ciência Florestal**, 10(2): 17-29.

- Nascimento, A. R. T. 2005. Variações espaciais e sazonais de radiação solar em fragmentos de floresta estacional decidual em afloramento calcário e sua relação com a distribuição de espécies arbóreas. **Tese de Doutorado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- Nascimento, A. R. T., Felfili, J. M. & Meirelles, E. M. 2004. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de floresta estacional decidual de encosta, Monte Alegre, GO, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, 18(3): 659-669.
- Nimer, E. **Climatologia do Brasil**. 1989. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro. 422 p.
- Nóbrega, R. C.; Encinas, J. I. 2006. Uso atual do solo do Projeto Ecomuseu do Cerrado. **Revista Árvore**, 30(1): 117-122.
- Nunes, Y. R. F., Mendonça, A. V. R., Botezelli, L., Machado, E. L. M. & Oliveira-Filho, A. T. 2003. Variações da fisonomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botânica Brasílica**, 17(2): 213-229.
- O'Hara, K. L. 2002. The historical development of uneven-aged silviculture in North America. **Forestry**, 75(4): 339-346.
- Odum, E. P. 2004. **Fundamentos da ecologia**. Trad. Gomes, A. M. A. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Oedekoven, K. H. 1968. **Ordenamento florestal**. Curitiba, FAO. 114p.
- Oliveira Filho, A. T., Carvalho, D. A., Vilela, E. A., Curi, N. & Fontes, M. A. 2004. **Revista Brasileira de Botânica**, 27(4): 685-701.
- Oliveira, A. N., Silva, A. C., Rosado, S. C. S. & Rodrigues, E. A. C. 2006. Variações genéticas para características do sistema radicular de mudas de baru (*Dipteryx alata* Vog.). **Revista Árvore**, 30(6): 905-909.
- Oliveira, E. C. L. & Felfili, J. M. 2005. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, 19(4): 801-811.
- Oliveira, L. C. & Silva, J. N. M. 2001. Dinâmica de diferentes grupos ecológicos de espécies arbóreas em uma floresta secundária em Belterra – Pará. In: **A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID**/Silva, J. N. M., Carvalho, J. O. P. & Yared, J. A. G. (orgs.). Belém: Embrapa Amazônia Oriental: DFID.
- Oliveira, L. C., Couto, H. T. Z., Silva, J. N. M. & Carvalho, J. O. P. 2005. Efeito da exploração de madeira e tratamentos silviculturais na composição florística e diversidade de espécies em uma área de 136ha na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará. **Scientia Forestalis**, 69: 62-76.
- Oliveira-Filho, A. T., Curi, N., Vilela, E. A. & Carvalho, D. A. 2001. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment

- of semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, 58(1): 139-158.
- Oliveira-Filho, A. T., Jarenkow, J. A. & Rodal, M. J. N. 2006. Floristic relationships of seasonally dry forests of Eastern South America based on tree species distribution patterns. p. 159-192. In: **Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: diversity, biogeography, and conservation**/R. Toby Pennington and James A. Ratter (eds.). CRC Press.
- Oliveira-Filho, A. T., Mello, J. M., & Scolforo, J. R. S. 1997. 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**, 131: 45-66.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P. & Kassem, K. R. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. **BioScience**, 51: 933-938.
- Paiva, A. V. & Poggiani, F. 2000. Crescimento de mudas de espécies arbóreas nativas plantadas no sub-bosque de um fragmento florestal. **Scientia Forestalis**, 57: 141-151.
- Paquette, A., Bouchard, A. & Cogliastro, A. 2007. Morphological plasticity in seedlings of three deciduous species under shelterwood under-planting management does not correspond to shade tolerance ranks. **Forest Ecology and Management**, 241: 278-287.
- Pariona, W., Fredericksen, T. S. & Licona, J. C. 2003. Natural regeneration and liberation of timber species in logging gaps in two Bolivian tropical forests. **Forest Ecology and Management**, 181: 313-322.
- Parrota, J. A., Francis, J. K. & Knowles, O. H. 2002. Harvesting intensity affects forest structure and composition in an upland Amazonian forest. **Forest Ecology and Management**, 169: 243-255.
- Peet, R. K. & Christensen, N. L. 1987. Competition and tree death. **BioScience**, 37(8): 586-595.
- Pennington, R. T., Lewis, G. P. & Ratter, J. 2006. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of Neotropical Savannas and seasonally dry forests. p. 1-30. In: **Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: diversity, biogeography, and conservation**/R. Toby Pennington and James A. Ratter (eds.). CRC Press.
- Pennington, R. T., Prado, D. E., & Pendry, C. A. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography**, 27: 261-273.
- Pereira Jr, R., Zweede, J., Asner, G. P. & Keller, M. 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and deleterious logging in eastern Para, Brazil. **Forest Ecology and Management**, 168: 77-89.

- Pereira, B. A. S. 2008. Relações vegetação-variáveis ambientais em florestas estacionais decíduas em afloramentos calcários no bioma cerrado e em zonas de transição com a Caatinga e com Amazônia. **Tese de Doutorado**. Universidade de Brasília. Brasília, DF.
- Pereira, N. W. V., Venturin, N., Machado, E. L. M., Scolforo, J. R. S., Macedo, R. L. G. & d'Oliveira, M. V. N. 2005. Análise das variações temporais na florística e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta explorada com plano de manejo. **Cerne** 11(3): 263-282.
- Pereira-Silva, E. F. L., Santos, J. E., Kageyama, P. Y. & Hardt, E. 2004. Florística e fitossociologia dos estratos arbustivo e arbóreo de um remanescente de cerradão em uma Unidade de Conservação do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, 27(3): 533-544.
- Pérez-Salicrup, D. R. & Barker, M. G. 2000. Effect of liana cutting on water potential and growth of adult *Senna multijuga* (Caesalpinioideae) tree in a Bolivian tropical forest. **Oecologia**, 124: 469-475.
- Perlin, J. 1992. **História das florestas: a importância da madeira no desenvolvimento da civilização**/John Perlin; trad. Marija Mendes Bezerra. Rio de Janeiro. Imago 490p.
- Pinard, M. A., Putz, F. E., Rumíz, D., Guzmán, R. & Jardim, A. 1999. Ecological characterization of tree species for guiding Forest management decisions in seasonally dry Forest in Lomerío, Bolivia. **Forest Ecology and Management**, 113: 201-213.
- Prado, D. E. 2000. Seasonally dry Forest of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. **Edinburgh Journal of Botany**, 57: 437-461.
- Putz, F. E. Sist, P., Fredericksen, T. & Dykstra, D. 2008. Reduced-impact-logging: Challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, 256: 1427-1433.
- Putz, F. E., Dykstra, D. & Henrich, R. 2000. Why poor logging practices persist in the tropics. **Conservation Biology**, 14(4): 951-956.
- Ramos, K. M. O, Felfili, J. M., Sousa-Silva, J. C., Franco, A. C. & Fagg, C. W. 2002. Desenvolvimento inicial de mudas de *Curatella americana* L. em diferentes condições de sombreamento em viveiro. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, 9: 23-33.
- Ramos, K. M., Felfili, J. M., Fagg, C. W., Souza-Silva, J. C. & Franco, A. C. 2004. Desenvolvimento inicial de *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Smith, em diferentes condições de sombreamento. **Acta Botânica Brasílica**, 18(2): 351-358.
- Ratter, J. A., Bridgewater, S. & Ribeiro, J. F. Espécies lenhosas da fitofisionomia Cerrado sentido amplo em 170 localidades do bioma Cerrado. 2001. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, 7: 5-112.
- Regazzi, A. J. 1991. **Análise de Variância e testes de significância**. SIF, Viçosa, MG. 111p.
- Rejmánek, M & Richardson, D. M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, 77(6): 1655-1661.

- Rezende, A. V., Salgado, M. A. S., Felfili, J. M., Franco, A. C., Souza-Silva, J. C., Cornachia, G. & Silva, M. A. 1998. Crescimento e repartição de biomassa em plântulas de *Cryptocaria aschersoniana* Mez. Submetidas a diferentes regimes de sombreamento em viveiro. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, 2:19-33.
- Ribeiro, J. F. & Walter, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. p. 89-166. In: S. M. Sano & S. P. Almeida (eds.). **Cerrado ambiente e flora**. Embrapa. Planaltina, DF.
- Richards, P. W. 1996. **The tropical rainforest: an ecological study**. 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Rivero, L., Donagh, P. M., Garibaldi, J. & Cubbage, F. 2008. Impacts of conventional and reduced logging on growth and stand composition four years after harvest in a neotropical forest in Misiones, Argentina. **Scientia Forestalis**, 36(77): 21-31.
- Rockwell, C., Kainer, K. A., Marcondes, N. & Baraloto, C. 2007. Ecological limitations of reduced-impact logging at the smallholder scale. **Forest Ecology and Management**, 238: 365-374.
- Rolin, S. G., Couto, H. T. Z., Jesus, R. M. 1999. Tree mortality and recruitment in the Atlantic Forest at Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, 55: 49-69.
- Rozza, A. F. 2003. Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. **Tese de Doutorado**. UNICAMP. Campinas, SP.
- Rusch, G., 1992. Spatial pattern of seedling recruitment at two different scales in a limestone grassland. **Oikos**, 65: 433-442.
- Sano, F. M. & Fonseca, C. E. L. 2003. **Taxa de sobrevivência e frutificação de espécies nativas do cerrado**. Embrapa. Planaltina, DF. 20p.
- Santiago, J., Silva Júnior, M. C. & Lima, L. C. 2005. Fitossociologia da regeneração arbórea na mata de galeria do Pitoco (IBGE-DF), seis anos após fogo acidental. **Scientia Forestalis**, 67: 64-77.
- Scariot, A. & Sevilha, A. C. 2005. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduais no Cerrado. p. 121-139. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (orgs.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- Scariot, A., Freitas, S. R., Neto, E. M., Nascimento, M. T., Oliveira, L. C., Sanaiotti, T., Sevilha, A. C. & Villela, D. M. 2005. Vegetação e flora. In: **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**/Rambaldi, D. M. & de Oliveira, D. A. S. (orgs.). Brasília: MMA/SBF. 510p.
- Schneider, P. R. & Finger, C. A. G. 2000. **Manejo sustentado de florestas inequâneas heterogêneas**. Santa Maria, RS: UFSM. 195 p.

- Schnitzer, S. A. & Bongers, F. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution**, 17(5): 223-230.
- Schupp, E. W., Howe, H. F., Augspurger, C. K & Levey, D. J. 1989. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology**, 70(3): 562-564.
- Scolforo, J. R. S., Mello, J. M. & Oliveira Filho, A. T. 1996. Modelo de produção para floresta nativa como base para manejo sustentado. **Cerne**, 2(1): 112-137.
- Seabra, H. F., Encinas, J. I. & Felfili, J. M. 1991. Análise estrutural da mata ciliar do córrego Capetinga-DF, habitat de *Callithrix jacchus penicillata* L. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 26(1): 11-17.
- Sheil, D. & May, R. M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, 84: 91-100.
- Sheil, D., Burslem, D. F. R. P. & Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, 83: 331-333.
- Silva Júnior, M. C. 2004. Fitossociologia e estrutura diamétrica da mata de galeria do Taquara, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. **Revista Árvore**, 28(3): 419-428.
- Silva Júnior, M. C., Felfili, J. M., Walter, B. M. T., Nogueira, P. E., Rezende, A. V., Moraes, R. O. & Nóbrega, M. G. G. 2001. Análise da flora arbórea de matas de galeria no Distrito Federal: 21 levantamentos. In: **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**/Ribeiro, J. F., Fonseca, C. E. L. & Souza-Silva, J. C. (eds.). Embrapa. Planaltina, DF.
- Silva, J. N. M. 2001. **Manejo florestal**. Embrapa Amazônia Oriental – Belém, PA. 3 ed. Brasília. 49p.
- Silva, J. N. M., da Silva, S. M. A., Costa, D. H. M., Baima, A. M. V., Oliveira, L. C., Carvalho, J. O. P. & Lopes, J. C. A. 2001. Crescimento, mortalidade e recrutamento em florestas de terra firme da Amazônia Oriental: observações nas regiões do Tapajós e Jarí. In: **A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID**/Silva, J. N. M., Carvalho, J. O. P. & Yared, J. A. G. (orgs.). Belém: Embrapa Amazônia Oriental: DFID.
- Silva, J. N. M., de Carvalho, J. O. P., Lopes, J. do C. A., de Almeida, B. F., Costa, D. H. M., de Oliveira, L. C., Vanclay, J. K. & Skovsgaard, J. P. 1995. Growth and yield of a tropical rainforest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, 71: 267-274.
- Silva, J.F.; Fariñas, M.R.; Felfili, J.M. & Klink, C.A. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. In: **Tropical savannas and seasonally dry forests: vegetation and environment**. Royal Botanic Garden. Edinburgh.

- Silva, L. A. & Scariot, A. 2004. Composição e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta estacional decidual sobre afloramento calcário no Brasil Central. **Revista Árvore**, 28(1): 69-75.
- Silva, N. R. S., Martins, S. V., Neto, J. A. A. M. & Souza, A. L. 2004. Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, 28(3): 397-405.
- Silva, V. F., Venturin, N., Oliveira Filho, A. T., Macedo, R. L. G., Carvalho, W. A. C. & Den Berg, E. V. 2003. Caracterização estrutural de um fragmento de floresta semidecídua no município de Ibiturana, MG. **Cerne**, 9(1): 95-110.
- Singh, J. S. & Singh, V. K. 1992. Phenology of seasonally dry tropical forest. **Current Science**, 63(11): 684-689.
- Sist, P., Sheil, D., Kartawinata, K. & Priyadi, H. 2003. Reduced-impact logging in Indonesian Borneo: some results confirming the need for new silvicultural prescriptions. **Forest Ecology and Management**, 179: 415-427.
- Smith, D. M. 1986. **The practice of silviculture**. Wiley & Sons, Inc. USA. 527 p.
- Snedecor, G. W. & Cochran, W. G. 1967. **Statistical Methods**. 6 ed. Ames: Iowa State Coll. 593p.
- Soares, T. N., Chaves, L. J., Telles, M. P. C., Diniz-Filho, J. A. F. & Resende, L. V. 2008. Landscape conservation genetics of *Dipteryx alata* ("baru" tree: Fabaceae) from Cerrado region of central Brazil. **Genética**, 132: 9-19.
- Souza, A. L. de, Schettino, S. & Jesus, R. M. de. 2002. Natural regeneration dynamics of a secondary dense ombrophylous forest, after vine cutting at Vale do Rio Doce S.A. Natural Reserve in Espírito Santo, Brazil. **Revista Árvore**, 26(4): 411-419.
- Souza, D. R., Souza, A. L., Gama, J. V. & Leite, H. G. 2003. Emprego da análise multivariada para estratificação vertical de florestas inequiduais. **Revista Árvore**, 27(1) 59-63.
- Souza, R. P. & Válio, I. F. M. 2001. Seed size, seed germination, and seedling survival of Brazilian tropical tree species differing in successional status. **Biotropica**, 33(3): 447-457.
- Souza-Silva, J. C., Salgado, M. A. S., Felfili, J. M., Rezende, A. V. & Franco, A. C. 1999. Desenvolvimento inicial de *Cabralea canjerana* Saldanha sob diferentes condições de luz. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, 4: 80-86.
- Swaine, M. D. & Whitmore, T. C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, 75: 81-86.
- Tabanez, A. A. J. & Viana, M. 2000. Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. **Biotropica**, 32(4b): 925-33.

- Tabarelli, M. & Mantovani, W. 2000. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology**, 148(2): 149-155.
- Tabarelli, M.; Mantovani, W. & Peres, C. A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, 91: 119-127.
- Tay, J., Healey J. & Price, C. 2002. Financial assessment of reduced impact logging technique in Sabah Malaysia. In: **Applying Reduced Impact Logging to Advance Sustainable Forest Management**. International Conference Proceedings. Malaysia, 2001/Enters, T.; Durst, P. B.; Applegate, G. B.; Kho, P. C. S. & Man G. (eds.). FAO, Thailand.
- ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, 67(5): 1167-1179.
- ter Braak, C. J. F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, 69: 69-77.
- ter Braak, C. J. F. 1988. **CANOCO: a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis**. Version 2.1. Technical Report LWA-88-01. Wageningen.
- Toledo Filho, D. V. & Parente, P. R. 1982. Essências indígenas sombreadas. **Silvicultura em São Paulo**, 16(A): 948-958.
- Tolentino, G. S., Souza, S. C. A., Rodrigues, P. M. S., Brandão, D. O., Silva, C. H. P., Braga, L. L., Miranda, W. O., Borges, G. R. A., Matos, A. M. M., Camargos, M. G., Veloso, M. D. M., Reis-Jr, R. & Nunes, Y. R. F. 2007. Crescimento inicial de *Myracrodruon urundeuva* allemão (Anacardiaceae) e *Senna spectabilis* (Dc.) H. S. Irwin & Barneby (Fabaceae-Caesalpinoideae) submetidas à competição inter e intra-específica. VIII Congresso de Ecologia do Brasil, **Anais**. Caxambu, MG.
- Uhl, C., Clark, K., Dezzee, N. & Maquirino, P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, 69(3): 751-763.
- UNESCO. 2000. **Vegetação no Distrito Federal – tempo e espaço**. Brasília: UNESCO. 74p.
- Usher, M. B. 1987. Effects of fragmentation on communities and populations: A review with applications to wildlife conservation. In: **Nature Conservation, the role of remnants of native vegetation**. Saunders, D. A., Arnold, G. W., Burbidge, A. A. & Hapkins, J. M. (eds.). Surrey Beatty & Sons Pty Ltd, Australia.
- Vagafogo. 2007. www.vagafogo.com.br acessado em janeiro de 2007.
- Veloso, H. P., Rangel Filho, A. L. & Lima, J. C. A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE. 123p.
- Viana, V. M. & Pinheiro, L. A. F. V. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, 12(32): 25-42.

- Viana, V. M., May, P., Lago, L., Dubois, O. & Grieg-Gran, M. 2002. Instrumentos para o manejo sustentável do setor florestal privado no Brasil. Uma análise das necessidades, desafios e oportunidades para o manejo de florestas naturais e plantações florestais de pequena escala. **Serie Instruments for sustainable private sector forestry** (Instrumentos para um Setor Florestal Privado Sustentável), International Institute for Environmental and Development, Londres.
- Vieira Souto, L. R. Löfgren, A. & Porto, H. 1919. O corte das mattas e a exportação das madeiras brasileiras. Ministério da Agricultura Indústria e Comércio. Rio de Janeiro. In: Relíquias bibliográficas florestais/José Imaña Encinas (org.). Brasília: UnB, p.13-44 [**Comunicações técnicas florestais**, 3(1), 2001].
- Vieira, D. L. M. & Scariot, A. 2006b. Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 22: 353-357.
- Vieira, D. L. M. & Scariot, A. 2006c. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, 14(1): 11-20.
- Vieira, D. L. M. & Scariot, A. 2006a. Effects of logging, liana tangles and pasture on seed fate of dry forest tree species in Central Brazil. **Forest Ecology and Management**, 230: 197-205.
- Wadsworth, F. H. & Zweede, J. C. 2006. Liberation: Acceptable production of tropical forest timber. **Forest Ecology and Management**, 233: 45-51.
- Wakeel, A., Rao, K. S., Maikhuri, R. K. & Saxena, K. G. 2005. Forest management and use/cover changes in a typical micro watershed in the mid elevation zone of Ventral Himalaya, India. **Forest Ecology and Management**, 213: 229-242.
- Walter, H. 1986. **Vegetação e zonas climáticas: tratado de ecologia global**. Editora Pedagógica Universitária, São Paulo.
- Wang, Q.; Kakubari, Y.; Kubota, M. & Tenhunen, J. 2007. Variation on PAR to global solar radiation ratio along altitude gradient in Naeba Mountain. **Theoretical and Applied Climatology**, 87: 239-253.
- Werneck, M. S., Franceschinelli, E. V. 2004. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, 174: 337-346.
- Whitmore, T. C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest tree. **Ecology**, 70(3): 536-538.
- Whitmore, T. C. 1991. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. In: Rain forest regeneration and management/Gómez-Pompa, A., Whitmore, T. C. & Hadley, M. eds. **Man and the biosphere series**, 6.
- Zanetti, E. 2007. **Certificação e manejo de florestas nativas brasileiras**. Curitiba: Ed. Juruá. 376p.

- Zar, J. H. 1999. **Biostatistical Analysis**. Prentice-Hall, Inc.
- Zarin, D. 2005. Balancing conservation and economic development in tropical forest regions. XI SSAFR & III SIAGEF, **Anais**. Ubatuba, SP.
- Ziller, S. R. 2001. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, 178.
- Zipperlen, S. & Press, M. 1996. Photosynthesis in relation to growth and seedling ecology of two dipterocarp rain forest tree species. **Journal of Ecology**, 84: 863-876.

APÊNDICES

A – CATEGORIA DE USO PRINCIPAL E SÍNDROME DE DISPERSÃO DAS ESPÉCIES SELECIONADAS COMO DESEJÁVEIS, NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA, SOB MANEJO, EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS.

Tabela A.1. Categoria de uso principal e síndrome de dispersão das espécies selecionadas como desejáveis, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás.

Espécies	Famílias	Síndrome de dispersão	Uso principal
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	Fabaceae	Anemocoria	Cortiça
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Lamiaceae	Zoocoria	Cortiça
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & J.D. Hook.	Opiliaceae	Zoocoria	Cortiça
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	Rubiaceae	Barocoria/Zoocoria	Fruto
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) A.Juss.	Verbenaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	Zoocoria	Fruto
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	Anemocoria	Madeira, tanino, pasto apícola
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Malvaceae	Barocoria	Madeira
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr. var. <i>molaris</i> (Spruce ex Benth.) Koeppen	Fabaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	Apocynaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	Apocynaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	Apocynaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Apocynaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	Anacardiaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	Fabaceae	Barocoria	Remédio
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	Zoocoria	Fruto
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Combretaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Malpighiaceae	Zoocoria	Fruto
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	Malpighiaceae	Zoocoria	Fruto
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Clusiaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O. Berg	Myrtaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schlttdl.	Annonaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Caryocaraceae	Barocoria/Zoocoria	Fruto
<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	Salicaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Casearia rupestris</i> Eichl.	Salicaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Cecropia pachystachya</i> Trecul	Urticaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Connaraceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	Boraginaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll. Arg.	Rubiaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae	Zoocoria	Madeira

Tabela A.1. Continuação...

Espécies	Famílias	Síndrome de dispersão	Uso principal
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	Sapindaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Diospyros burchellii</i> Hiern	Ebenaceae	Barocoria/Zoocoria	Madeira
<i>Dipterix alata</i> Vogel	Fabaceae	Zoocoria	Madeira, fruto
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Icacinaceae	Zoocoria/Barocoria	Madeira
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae	Barocoria	Madeira
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K. Schum.) A. Robyns	Malvaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	Erythroxylaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	Myrtaceae	Zoocoria	Madeira, fruto
<i>Eugenia</i> sp.	Myrtaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Guapira graciliflora</i> (Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae	Zoocoria/Barocoria	Madeira, frutos
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltld.	Rubiaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Handroanthus aureus</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore	Bignoniaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A. DC.) Standl.	Bignoniaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Handroanthus impetiginosus</i> Mart. ex A. DC.) Standl.	Bignoniaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Standley	Bignoniaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Handroanthus roseoalbus</i> (Ridl.) Sandwith	Bignoniaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Heisteria ovata</i> Benth.	Olacaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	Apocynaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Chrysobalanaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	Barocoria	Madeira, frutos
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Fabaceae	Barocoria	Madeira, frutos
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	Fabaceae	Barocoria	Madeira, frutos
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	Fabaceae	Barocoria	Madeira, frutos
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	Barocoria	Madeira, frutos
<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.	Bignoniaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart.	Clusiaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Kielmeyera speciosa</i> A. St.-Hil.	Clusiaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Lafoensia pacari</i> A. Saint-Hil.	Lythraceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Malvaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Mabea pohliana</i> (Benth.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Magonia pubescens</i> A. Saint-Hil.	Sapindaceae	Anemocoria	Sementes
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	Zoocoria	Madeira

Tabela A.1. Continuação...

Espécies	Famílias	Síndrome de dispersão	Uso principal
<i>Maytenus floribunda</i> Reissek	Celastraceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	Rutaceae	Barocoria	Madeira
<i>Miconia ferruginea</i> (Desr.) DC.	Melastomataceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Mouriri glazioviana</i> Cogn.	Melastomataceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Anacardiaceae	Anemocoria	Frutos
<i>Myrcia glandulosa</i> (O. Berg) Kiaersk.	Myrtaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Myrcia grandiflora</i> (O. Berg) Nied.	Myrtaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	Myrtaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Myrcia sellowiana</i> O. Berg	Myrtaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Myrcia velutina</i> O. Berg	Myrtaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Myrciaria glanduliflora</i> (Kiaersk.) Mattos & D. Legrand	Myrtaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Myrtaceae</i>	Myrtaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Nectandra speciosa</i> Chanc.	Lauraceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Neea theifera</i> Oerst.	Nyctaginaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez	Lauraceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Ouratea hexasperma</i> (A. St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Peltogyne confertiflora</i> (Mart. ex Hayne) Benth.	Fabaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Persea</i> sp.	Lauraceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Fabaceae	Barocoria	Madeira
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	Fabaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	Barocoria/Zoocoria	Frutos
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	Barocoria/Zoocoria	Frutos
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns	Malvaceae	Anemocoria	Fibras
<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns	Malvaceae	Anemocoria	Fibras
<i>Psidium tomentosum</i> Barb. Rodr.	Myrtaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Qualea dichotoma</i> Mart.	Vochysiaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Myrsinaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	Myrsinaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Rhamnaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	Rubiaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G. Don+A95	Hippocrateaceae	Barocoria/Zoocoria	Frutos
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	Euphorbiaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Sapium sceleratum</i> Ridl.	Euphorbiaceae	Zoocoria	Valor ecológico

Tabela A.1. Continuação...

Espécies	Famílias	Síndrome de dispersão	Uso principal
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	Araliaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	Araliaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vogel	Fabaceae	Anemocoria	Madeira, pasto apícola
<i>Senna</i> sp.	Fabaceae	Barocoria	Valor ecológico
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Simarouba versicolor</i> A. St.-Hil.	Simaroubaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Siphoneugena densiflora</i> O. Berg	Myrtaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Sterculia striata</i> A. St.-Hil. ex Turpin	Malvaceae	Barocoria/Zoocoria	Sementes
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Fabaceae	Barocoria	Casca
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Tapura amazonica</i> Poepp.	Dichapetalaceae	Zoocoria	Fruto
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Combretaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess. ex A. St.-Hil.) Eichler	Combretaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	Rubiaceae	Barocoria/Zoocoria	Valor ecológico
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Meliaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	Polygonaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Myristicaceae	Zoocoria	Madeira
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Verbenaceae	Zoocoria	Madeira, fruto
<i>Vochysia haenkeana</i> Mart.	Vochysiaceae	Anemocoria	Madeira
<i>Vochysia rufa</i> Mart.	Vochysiaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Vochysiaceae	Anemocoria	Valor ecológico
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Annonaceae	Zoocoria	Fruto
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil.	Annonaceae	Zoocoria	Fruto
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	Zoocoria	Valor ecológico
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	Bignoniaceae	Anemocoria	Madeira

B – ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTÂNCIA DAS ESPÉCIES QUE TIVERAM INDIVÍDUOS SELECIONADOS COMO DESEJÁVEIS, NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA, SOB MANEJO, EM PIRENÓPOLIS, GOIÁS.

Tabela B.1. Índice de Valor de Importância (IVI) das espécies que tiveram indivíduos selecionados como desejáveis, na floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. DA e DR, densidade absoluta e relativa; FA e FR, frequência absoluta e relativa; DoA e DoR, dominância absoluta e relativa; IVI, Índice de Valor de Importância (DR+FR+DoR) (McCune & Grace, 2002).

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Protium heptaphyllum</i>	255,83	11,50	1,00	2,00	0,64	5,05	18,55
<i>Myrcia rostrata</i>	150,00	6,74	1,00	2,00	0,39	3,14	11,88
<i>Platypodium elegans</i>	72,50	3,26	0,88	1,75	0,74	5,85	10,86
<i>Aspidosperma subincanum</i>	95,83	4,31	0,81	1,62	0,54	4,28	10,21
<i>Hymenaea courbaril</i>	35,00	1,57	0,75	1,50	0,64	5,10	8,17
<i>Apuleia leiocarpa</i>	52,50	2,36	0,81	1,62	0,50	3,96	7,94
<i>Astronium fraxinifolium</i>	55,00	2,47	1,00	2,00	0,33	2,62	7,08
<i>Myrcia sellowiana</i>	83,33	3,75	0,88	1,75	0,20	1,57	7,06
<i>Copaifera langsdorffii</i>	48,33	2,17	0,81	1,62	0,36	2,85	6,65
<i>Qualea multiflora</i>	49,17	2,21	0,81	1,62	0,27	2,12	5,95
<i>Matayba guianensis</i>	59,17	2,66	0,94	1,87	0,16	1,25	5,78
<i>Magonia pubescens</i>	18,33	0,82	0,63	1,25	0,45	3,54	5,61
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	22,50	1,01	0,63	1,25	0,37	2,96	5,22
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	53,33	2,40	0,56	1,12	0,21	1,65	5,17
<i>Erythroxylum daphnites</i>	50,00	2,25	0,88	1,75	0,12	0,96	4,95
<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	44,17	1,99	0,88	1,75	0,11	0,90	4,64
<i>Aspidosperma discolor</i>	30,00	1,35	0,81	1,62	0,17	1,31	4,28
<i>Luehea divaricata</i>	24,17	1,09	0,75	1,50	0,21	1,63	4,22
<i>Anadenanthera colubrina</i>	30,83	1,39	0,19	0,37	0,30	2,42	4,18
<i>Heisteria ovata</i>	41,67	1,87	0,81	1,62	0,09	0,68	4,18
<i>Cordia trichotoma</i>	18,33	0,82	0,75	1,50	0,23	1,80	4,12
<i>Myrcia tomentosa</i>	25,83	1,16	0,75	1,50	0,16	1,23	3,89
<i>Guapira opposita</i>	35,83	1,61	0,81	1,62	0,08	0,65	3,89
<i>Plathymenia reticulata</i>	18,33	0,82	0,63	1,25	0,23	1,80	3,87
<i>Vatairea macrocarpa</i>	21,67	0,97	0,75	1,50	0,18	1,39	3,86
<i>Pseudobombax tomentosum</i>	10,00	0,45	0,38	0,75	0,33	2,62	3,82
<i>Handroanthus roseoalbus</i>	29,17	1,31	0,56	1,12	0,15	1,23	3,66
<i>Pouteria ramiflora</i>	31,67	1,42	0,75	1,50	0,09	0,71	3,63
<i>Inga cylindrica</i>	21,67	0,97	0,56	1,12	0,18	1,47	3,56
<i>Virola sebifera</i>	31,67	1,42	0,81	1,62	0,06	0,48	3,52
<i>Dipterix alata</i>	8,33	0,37	0,50	1,00	0,26	2,09	3,46
<i>Byrsonima crassifolia</i>	29,17	1,31	0,56	1,12	0,13	1,01	3,45
<i>Coussarea hydrangeaeefolia</i>	31,67	1,42	0,63	1,25	0,09	0,71	3,38

Tabela B.1. Continuação...

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Diospyros burchellii</i>	21,67	0,97	0,81	1,62	0,10	0,78	3,38
<i>Rudgea viburnoides</i>	20,00	0,90	0,88	1,75	0,05	0,40	3,05
<i>Vochysia tucanorum</i>	19,17	0,86	0,44	0,87	0,16	1,30	3,04
<i>Agonandra brasiliensis</i>	15,00	0,67	0,50	1,00	0,15	1,23	2,90
<i>Machaerium acutifolium</i>	16,67	0,75	0,56	1,12	0,13	1,00	2,88
<i>Guettarda viburnoides</i>	22,50	1,01	0,63	1,25	0,04	0,30	2,56
<i>Platymiscium floribundum</i>	20,00	0,90	0,63	1,25	0,05	0,39	2,53
<i>Siphoneugena densiflora</i>	19,17	0,86	0,69	1,37	0,04	0,29	2,52
<i>Maprounea guianensis</i>	25,83	1,16	0,38	0,75	0,08	0,61	2,52
<i>Aloysia virgata</i>	13,33	0,60	0,31	0,62	0,16	1,26	2,49
<i>Myrciaria glanduliflora</i>	20,83	0,94	0,50	1,00	0,06	0,50	2,44
<i>Alibertia edulis</i>	20,83	0,94	0,63	1,25	0,03	0,25	2,43
<i>Qualea grandiflora</i>	9,17	0,41	0,38	0,75	0,15	1,23	2,39
<i>Himatanthus obovatus</i>	15,83	0,71	0,56	1,12	0,06	0,48	2,31
<i>Trichilia catigua</i>	13,33	0,60	0,50	1,00	0,09	0,70	2,30
<i>Xylopia aromatica</i>	18,33	0,82	0,44	0,87	0,05	0,43	2,13
<i>Roupala montana</i>	10,83	0,49	0,44	0,87	0,09	0,72	2,08
<i>Casearia sylvestris</i>	14,17	0,64	0,56	1,12	0,03	0,24	2,00
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	7,50	0,34	0,38	0,75	0,11	0,86	1,94
<i>Guapira noxia</i>	11,67	0,52	0,38	0,75	0,08	0,66	1,93
<i>Terminalia argentea</i>	6,67	0,30	0,38	0,75	0,10	0,77	1,82
<i>Dilodendron bipinnatum</i>	10,83	0,49	0,50	1,00	0,04	0,32	1,80
<i>Kielmeyera coriacea</i>	11,67	0,52	0,19	0,37	0,11	0,87	1,77
<i>Campomanesia velutina</i>	11,67	0,52	0,50	1,00	0,02	0,14	1,66
<i>Vitex polygama</i>	7,50	0,34	0,31	0,62	0,07	0,57	1,54
<i>Siparuna guianensis</i>	10,83	0,49	0,44	0,87	0,02	0,17	1,53
<i>Bowdichia virgilioides</i>	4,17	0,19	0,25	0,50	0,10	0,81	1,50
<i>Bauhinia rufa</i>	9,17	0,41	0,50	1,00	0,01	0,08	1,49
<i>Dalbergia miscolobium</i>	5,00	0,22	0,38	0,75	0,06	0,47	1,44
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	5	0,22	0,31	0,62	0,01	0,55	1,40
<i>Maytenus floribunda</i>	5,00	0,22	0,38	0,75	0,04	0,35	1,32
<i>Curatella americana</i>	6,67	0,30	0,38	0,75	0,03	0,27	1,32
<i>Terminalia brasiliensis</i>	7,50	0,34	0,25	0,50	0,06	0,45	1,28
<i>Inga alba</i>	9,17	0,41	0,19	0,37	0,05	0,41	1,19
<i>Tapirira guianensis</i>	5,83	0,26	0,25	0,50	0,05	0,36	1,12
<i>Hirtella glandulosa</i>	5,83	0,26	0,31	0,62	0,02	0,18	1,07
<i>Guazuma ulmifolia</i>	5,83	0,26	0,25	0,50	0,04	0,28	1,05
<i>Caryocar brasiliense</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,11	0,87	1,04
<i>Erytheca gracilipes</i>	5,00	0,22	0,25	0,50	0,04	0,30	1,02
<i>Peltogyne confertiflora</i>	5,83	0,26	0,19	0,37	0,05	0,36	0,99
<i>Cecropia pachystachya</i>	5,00	0,22	0,31	0,62	0,02	0,14	0,98
<i>Vochysia haenkeana</i>	5,83	0,26	0,31	0,62	0,01	0,08	0,97
<i>Qualea dichotoma</i>	4,17	0,19	0,31	0,62	0,02	0,14	0,95
<i>Handroanthus ochraceus</i>	3,33	0,15	0,25	0,50	0,03	0,23	0,88

Tabela B.1. Continuação...

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Buchenavia tomentosa</i>	5,83	0,26	0,19	0,37	0,03	0,20	0,84
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	5,00	0,22	0,19	0,37	0,03	0,24	0,83
<i>Sapium glandulatum</i>	4,17	0,19	0,19	0,37	0,03	0,27	0,83
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	3,33	0,15	0,19	0,37	0,04	0,29	0,81
<i>Rapanea guianensis</i>	5,00	0,22	0,25	0,50	0,01	0,07	0,80
<i>Schefflera macrocarpa</i>	3,33	0,15	0,19	0,37	0,03	0,27	0,79
<i>Handroanthus aureus</i>	5,83	0,26	0,13	0,25	0,03	0,26	0,77
<i>Emmotum nitens</i>	4,17	0,19	0,19	0,37	0,03	0,21	0,77
<i>Brosimum gaudichaudii</i>	5,00	0,22	0,25	0,50	0,01	0,04	0,77
<i>Cupania vernalis</i>	5,83	0,26	0,19	0,37	0,01	0,10	0,74
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	3,33	0,15	0,19	0,37	0,02	0,19	0,72
<i>Jacaranda brasiliana</i>	1,67	0,07	0,06	0,12	0,06	0,50	0,70
<i>Ocotea spixiana</i>	2,50	0,11	0,19	0,37	0,02	0,19	0,68
<i>Apeiba tibourbou</i>	2,50	0,11	0,19	0,37	0,02	0,19	0,68
<i>Rapanea ferruginea</i>	5,00	0,22	0,13	0,25	0,03	0,20	0,67
<i>Simarouba versicolor</i>	3,33	0,15	0,19	0,37	0,02	0,13	0,66
<i>Myrcia grandiflora</i>	5,00	0,22	0,19	0,37	0,01	0,06	0,66
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	2,50	0,11	0,19	0,37	0,02	0,16	0,64
<i>Casearia grandiflora</i>	4,17	0,19	0,19	0,37	0,01	0,08	0,64
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3,33	0,15	0,19	0,37	0,01	0,09	0,61
<i>Acosmium dasycarpum</i>	2,50	0,11	0,19	0,37	0,01	0,12	0,60
<i>Simarouba amara</i>	3,33	0,15	0,19	0,37	0,01	0,08	0,60
<i>Tocoyena formosa</i>	2,50	0,11	0,19	0,37	0,01	0,10	0,59
<i>Sterculia striata</i>	1,67	0,07	0,13	0,25	0,03	0,26	0,59
<i>Pseudobombax longiflorum</i>	1,67	0,07	0,06	0,12	0,04	0,35	0,55
<i>Triplaris gardneriana</i>	2,50	0,11	0,19	0,37	0,01	0,05	0,54
<i>Qualea parviflora</i>	2,50	0,11	0,06	0,12	0,03	0,26	0,50
<i>Eugenia dysenterica</i>	1,67	0,07	0,06	0,12	0,03	0,26	0,46
<i>Kielmeyera speciosa</i>	1,67	0,07	0,13	0,25	0,01	0,12	0,44
<i>Xylopia sericea</i>	1,67	0,07	0,13	0,25	0,01	0,12	0,44
<i>Aegiphila sellowiana</i>	1,67	0,07	0,13	0,25	0,01	0,11	0,43
<i>Tapura amazonica</i>	1,67	0,07	0,13	0,25	0,01	0,10	0,43
<i>Casearia rupestris</i>	2,50	0,11	0,13	0,25	0,01	0,05	0,41
MYRTACEAE	1,67	0,07	0,13	0,25	0,01	0,06	0,39
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	1,67	0,07	0,13	0,25	0,01	0,05	0,37
<i>Lafoensia pacari</i>	1,67	0,07	0,13	0,25	0,01	0,04	0,37
<i>Rhamnidium elaeocarpus</i>	1,67	0,07	0,13	0,25	0,00	0,03	0,35
<i>Myrcia glandulosa</i>	1,67	0,07	0,13	0,25	0,00	0,03	0,35
<i>Cybistax antisiphilitica</i>	1,67	0,07	0,13	0,25	0,00	0,02	0,34
<i>Sapium scleratum</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,01	0,11	0,27
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1,67	0,07	0,06	0,12	0,01	0,07	0,27
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1,67	0,07	0,06	0,12	0,01	0,05	0,25
<i>Nectandra speciosa</i>	1,67	0,07	0,06	0,12	0,00	0,03	0,23
<i>Metrodorea stipularis</i>	1,67	0,07	0,06	0,12	0,00	0,03	0,23

Tabela B.1. Continuação...

Espécies	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Ficus</i> sp.	1,67	0,07	0,06	0,12	0,00	0,02	0,22
<i>Guapira graciliflora</i>	1,67	0,07	0,06	0,12	0,00	0,02	0,22
<i>Miconia ferruginea</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,01	0,05	0,21
<i>Vochysia rufa</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,01	0,05	0,21
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,04	0,20
<i>Anacardium occidentale</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,03	0,20
<i>Mabea pohliana</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,03	0,19
<i>Myrcia velutina</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,02	0,18
<i>Psidium tomentosum</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,02	0,18
<i>Schefflera morototoni</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,01	0,18
<i>Persea</i> sp.	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,01	0,18
<i>Ouratea hexasperma</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,01	0,18
<i>Enterolobium contortisiluquum</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,01	0,17
<i>Eugenia</i> sp.	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,01	0,17
<i>Inga vera</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,01	0,17
<i>Byrsonima sericea</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,01	0,17
<i>Salacia crassifolia</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,01	0,17
<i>Pouteria torta</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,01	0,17
<i>Connarus suberosus</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,01	0,17
<i>Senna</i> sp.	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,01	0,17
<i>Neea theifera</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,01	0,17
<i>Mouriri glazioviana</i>	0,83	0,04	0,06	0,12	0,00	0,00	0,17
Total		100,00		100,00		100,00	300,00