



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

FLORESTA ESTACIONAL SECUNDÁRIA:
ASPECTOS DA DINÂMICA E MANEJO NO BIOMA CERRADO

FERNANDA GOMES FERREIRA

Orientador
Prof. Dr. Jácomo Divino Borges

Goiânia, GO - Brasil
Outubro – 2016

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR AS TESES E DISSERTAÇÕES ELETRÔNICAS NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: Dissertação Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação


Nome completo do autor: **FERNANDA GOMES FERREIRA**

Título do trabalho: **FLORESTA ESTACIONAL SECUNDÁRIA: ASPECTOS DA DINÂMICA E MANEJO NO BIOMA CERRADO.**

3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.


Assinatura do (a) autor (a) ²

Data: 06 / 01 / 2017.

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

²A assinatura deve ser escaneada.

FERNANDA GOMES FERREIRA

**FLORESTA ESTACIONAL SECUNDÁRIA:
ASPECTOS DA DINÂMICA E MANEJO NO BIOMA CERRADO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Federal de Goiás, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Agronomia. Área de concentração: Produção Vegetal.

Orientador:

Prof. Dr. Jácomo Divino Borges

Co-orientador:

Prof. Dr. Fábio Venturoli

Goiânia, GO – Brasil
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Gomes Ferreira, Fernanda
FLORESTA ESTACIONAL SECUNDÁRIA: ASPECTOS DA
DINÂMICA E MANEJO NO BIOMA CERRADO [manuscrito] /
Fernanda Gomes Ferreira. - 2016.
113 f.

Orientador: Prof. Dr. Jácomo Divino Borges; co-orientador Dr.
Fábio Venturoli.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Escola de
Agronomia (EA), Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Goiânia,
2016.

Bibliografia. Anexos.

Inclui lista de figuras, lista de tabelas.

1. modelagem. 2. Cerrado. 3. tratamentos silviculturais. 4. floresta
semidecidual. I. Divino Borges, Jácomo, orient. II. Título.

CDU 630*24



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA




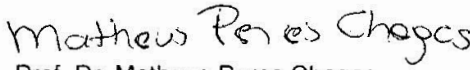
ATA DE DEFESA DE TESE

Aos quatorze dias do mês de outubro do ano de dois mil e dezesseis (14.10.2016), às 08h30min, no Mini Auditório do PPGA, da Escola de Agronomia da UFG, reuniu-se a Banca Examinadora, composta pelos membros: Prof. Dr. Jácomo Divino Borges - Orientador e Presidente da Banca, Prof. Dr. Fábio Venturoli, Prof^a. Dr^a. Francine Neves Calil, Prof^a. Dr^a. Iris Roitman, Prof. Dr. Matheus Peres Chagas e Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado, para a realização da sessão pública da defesa de Tese intitulada: **"Floresta Estacional Secundária: Aspectos da Dinâmica e Manejo no Bioma Cerrado"**, de autoria de **Fernanda Gomes Ferreira**, discente do curso de **Doutorado**, na área de concentração em **Produção Vegetal**, do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da UFG. A sessão foi aberta pelo presidente, que fez a apresentação formal dos membros da Banca e deu início as atividades relativas à defesa da Tese. Passou a palavra à doutoranda, que em quarenta minutos apresentou o seu trabalho. Após a exposição, a candidata foi arguida sequencialmente pelos membros da banca. Terminada a fase de arguição, procedeu-se à avaliação da defesa. De acordo com a Resolução nº 1051, de 09.09.2011 do CEPEC - Conselho de Ensino, Pesquisa, Extensão e Cultura, que regulamenta o Programa de Pós-Graduação em Agronomia, a Banca Examinadora considerou **APROVADA** a Tese, desde que procedidas às correções recomendadas, estando integralmente cumprido este requisito para fins de obtenção do título de **DOUTORA** em Agronomia, na área de concentração em **PRODUÇÃO VEGETAL**, pela Universidade Federal de Goiás. A doutoranda deverá efetuar as modificações sugeridas pela Banca Examinadora e encaminhar a versão definitiva da Tese à Secretaria do PPGA, no prazo máximo de trinta dias após a data da Defesa. A conclusão do Curso e a emissão do Diploma dar-se-ão após o cumprimento do Artigo 69, § 1º e § 2º, da Resolução CEPEC nº 1051, de 09.09.2011. A Banca Examinadora recomendou a publicação de artigo(s) científico(s), oriundo(s) dessa Tese, em periódicos de circulação nacional e, ou, internacional, depois de efetuadas as modificações sugeridas. No caso da discente titulada não providenciar a publicação de seu trabalho final em forma de artigo(s) científico(s) no prazo de seis meses, após a data da defesa, serão aplicados os dispositivos do Artigo 70, § 1º e § 2º, da mesma Resolução. Para finalizar, o Presidente agradeceu os membros examinadores, congratulou-se com a doutoranda e encerrou a sessão às 12h40min, para constar, eu Welinton Barbosa Mota, secretário do PPGA, lavrei a presente Ata que depois de lida e aprovada, será assinada pelos membros da Banca Examinadora, em quatro vias de igual teor.



Prof. Dr. Jácomo Divino Borges
Presidente da Banca - EA/UFG


Prof. Dr. Fábio Venturoli
Membro da Banca - EA/UFG


Prof^a. Dr^a. Francine Neves Calil
Membro - EA/UFG


Prof. Dr. Matheus Peres Chagas
Membro - EA/UFG


Prof^a. Dr^a. Iris Roitman
Membro - UnB


Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado
Membro - UFVJM

FERNANDA GOMES FERREIRA

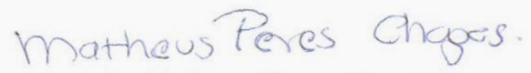
**Floresta Estacional Secundária: Aspectos da Dinâmica e Manejo
no Bioma Cerrado**

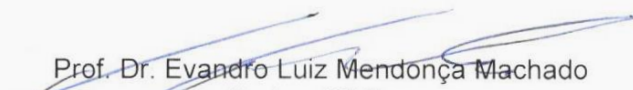
Tese DEFENDIDA em 14 de outubro de 2016, e APROVADA pela Banca
Examinadora constituída pelos membros:



Prof. Dr. Jácomo Divino Borges
Presidente da Banca - EA/UFG


Prof. Dr. Fábio Venturoli
Membro da Banca - EA/UFG


Prof^a. Dr^a. Francine Neves Calil
Membro - EA/UFG


Prof. Dr. Matheus Peres Chagas
Membro - EA/UFG


Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado
Membro - UFVJM


Prof^a. Dr^a. Iris Roitman
Membro - UnB

*Aos meus pais Cleunice Gomes Ferreira e Messias dos Santos Ferreira,
TUDO E SEMPRE!*

*Aos meus irmãos lindos,
Carlos Eduardo Gomes Ferreira e Rogério Gomes Ferreira!!!*

*À minha avó, Adilha Gomes Pereira “Dona Pequena” meu maior
exemplo de SABEDORIA, ALEGRIA, PACIÊNCIA e AMOR.
Meu primeiro grande exemplo de amor ao Cerrado!!*

Ao Frank Ferreira Orro, pelo AMOR, CARINHO e COMPREENSÃO!!!

À DEUS!

Dedico

AGRADECIMENTOS

Desde a ideia inicial, este trabalho só existiu porque o Frank esteve sempre ao meu lado, esperando, estimulando, acreditando e dando suporte tanto emocional quanto na execução dos trabalhos de campo.

Nunca cobrou as ausências, sempre tirou os espinhos!

Frank, este trabalho é pra você, assim como meu AMOR ♥

Quando o professor Jácomo Divino Borges me acolheu como filha, lá em 2013, mal tínhamos ideia de o quanto nosso projeto inicial mudaria ao longo dos anos. E eu aprendi nestes 43 meses o que APOIO e CONFIANÇA são capazes de fazer por uma pessoa! Seus conselhos e sua serenidade mediante prazos estourados e momentos complicados, fizeram verdadeiros milagres nos momentos de ansiedade...

O professor Fábio Venturoli foi igualmente importante para minha formação profissional e acadêmica. Seus estímulos me tornaram uma pessoa melhor!

Tem também um ser de LUZ que surgiu no meio do caminho... Iris ☺, você foi o bálsamo que apareceu no meio do caminho! Sempre com paciência e desapego, me transferiu tudo que pôde em tão pouco tempo. Dividiu comigo vários dias em Brasília, e sempre separou um tempo em meio à sua vida tão corrida para me ensinar. *“Feliz aquele que transfere o que sabe, e aprende o que ensina”* frase da nossa famosa poetiza já proferida por você em outra data...

Espero que o resultado desta tese esteja à altura de vocês!

Guilherme, você que esteve sempre pronto a ajudar durante toda execução dos trabalhos de campo, e além deles! Sempre soube telefones, endereços, nomes e tudo mais necessário para a boa condução dos trabalhos lá no morro da Vagafogo, para que as coisas dessem certo! Obrigada Guilherme! Obrigada pelo RESPEITO, pela AMIZADE e por ser tão prestativo!!!

Falando em morro da Vagafogo, agradeço a todos meus auxiliares de campo*! Não foram poucos! Karol, Karine, Cadu, Leonardo, Pedro, Ana Cláudia, Ana Carolina, Douglas, Antônio, Marina, Kellen ... tantos outros que não se amedrontaram mediante a capoeira!

Obrigada Professor Benedito Alísio, pelo auxílio na identificação do material botânico! E ao Professor Gabriel, que veio lá de Jataí para me ajudar na identificação das plantas em campo! Obrigada pelo aprendizado!!!

Aos corações que de outras vidas já me haviam sido apresentados, Carlos, Flaviana, Luanna, Thalles, Paola ... grandes amigos, companheiros do Setor de Engenharia Florestal, que acreditaram em mim quando eu mesma já desacreditava! Obrigada pelos ombros, pelos abraços, pelos conselhos, pela leveza, pela LUZ!

Obrigada professora Dra. Francine Neves Calil, pela tradução dos resumos em tempo recorde!!

Obrigada Evandro, Catarina e ao Uirá por manterem as portas da Vagafogo sempre abertas para que pudéssemos executar os trabalhos de campo!

Aos professores e amigos do Setor de Engenharia Florestal, Patrícia, Matheus, Carlos, Francine e Sybelle – Muito obrigada pelo carinho, apoio e pela compreensão!!!

O secretário da Pós-Graduação, à primeira vista, até parecia meio ranzinza, mas tem um grande coração e sempre foi muito prestativo. Obrigada Welington, pela agilidade em nos fornecer documentos importantes para o andamento da vida acadêmica.

Aos meus queridos alunos, os quais me ensinaram tanto, tanto! Obrigada pela compreensão nos momentos em que eu parecia meio surtada ☹️...

Aos meus amigos de longa data tão queridos, Naza, Sara, Neto, Fabrício e Maria, Dani e João... Obrigada por terem sido tão compreensivos nas ausências ao longo dos últimos meses!!! Obrigada por tudo!!!

Agradeço à Capes pelos 24 meses de bolsa, que foram importantes inclusive no custeio de parte dos trabalhos de campo.

A FAPEG por ter financiado parte dos trabalhos de campo (chamada pública N° 005/2012, processo 2012 n° 10267000936).

Agradeço imensamente à Professora Jeanine Felfili[†] e à sua equipe que trabalhou por anos para coletar grande parte dos dados utilizados neste trabalho!

Ao café e ao vinho!

[†] *in memoriam.*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	16
2	REVISÃO DE LITERATURA	18
2.1	FLORESTAS ESTACIONAIS (FE)	18
2.2	FLORESTAS ESTACIONAIS SEMIDECIDUAIS (FES)	22
2.3	DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA EM FLORESTAS ESTACIONAIS.....	23
2.3.1	Fatores que afetam a dinâmica	25
2.3.2	Taxas de dinâmica para florestas tropicais	26
2.3.3	Taxas de dinâmica versus intervalos de censo e formulações diferentes	27
2.4	PRINCIPAIS NORMATIVAS RELACIONADAS A PLANO DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL	30
2.5	MANEJO FLORESTAL NO CERRADO	33
2.6	MODELAGEM DO CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DE FLORESTAS INEQUIÂNEAS	35
2.7	MATRIZ DE TRANSIÇÃO	36
2.8	CADEIA DE MARKOV	37
2.9	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40
3	DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA DE UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DOZE ANOS APÓS INTERVENÇÕES SILVICULTURAIS	51
3.1	INTRODUÇÃO	52
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	53
3.2.1	Características gerais da área	53
3.2.1.1	Localização e histórico	53
3.2.1.2	Vegetação	53
3.2.1.3	Clima	54

3.2.1.4	Solo e relevo	56
3.2.1.5	Histórico da área	56
3.2.2	Implantação do experimento e coleta de dados	56
3.2.3	Descrição dos tratamentos silviculturais aplicados	58
3.2.4	Identificação botânica do recrutamento	60
3.2.5	Parâmetros de dinâmica para a comunidade	60
3.2.6	Análise estatística dos dados de dinâmica para o período de 2003-2015	63
3.2.7	Dinâmica das populações mais abundantes	63
3.2.8	Taxas de mortalidade da comunidade entre os períodos de 2003-2007 e 2007-2015	63
3.2.9	Taxa de crescimento e incremento periódico anual (IPA) da comunidade entre os períodos de 2003-2007 e 2007-2015	64
3.2.10	Análise da distribuição diamétrica (entre e dentro dos tratamentos)	65
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
3.3.1	Parâmetros de dinâmica para a comunidade e populações para o período de 2003-2015	65
3.3.2	Taxas de mortalidade entre os períodos de 2003-2007 e 2007-2015	73
3.3.3	Taxas de crescimento (g) e incrementos periódicos anuais (IPA) das árvores sobreviventes da comunidade entre os períodos de 2003-2007 e 2007-2015 ...	74
3.3.4	Análise da distribuição diamétrica	77
3.3.4.1	Dentro os tratamentos	77
3.3.4.2	Entre os tratamentos	77
3.3.5	Dinâmica das populações arbóreas	79
3.4	CONCLUSÕES	82
3.5	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83
4	PROGNOSE DA DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA PARA UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SOB MANEJO UTILIZANDO A CADEIA DE MARKOV	89
4.1	INTRODUÇÃO	90
4.2	MATERIAIS E MÉTODOS	92
4.2.1	Cadeia de Markov	92
4.2.1.1	Intervalos de classe das matrizes	92
4.2.1.2	Probabilidades de transição	92
4.2.1.3	Projeção da estrutura da floresta	96

4.2.2	Avaliação da qualidade das projeções da matriz 2003-2007, para o ano de 2015.....	97
4.2.3	Comportamento da vegetação no longo prazo	97
4.2.4	Simulação da estrutura diamétrica em longo prazo	98
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	98
4.3.1	PROJEÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA	98
4.3.2	Avaliação da qualidade das projeções da matriz no período de 2003 a 2007 para o ano de 2015	102
4.3.3	Comportamento da vegetação ao longo do tempo	104
4.3.4	Simulação da estrutura diamétrica no longo prazo	104
4.4	CONCLUSÕES	106
4.5	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1	Compilação de trabalhos de dinâmica disponíveis na literatura	28
Tabela 2.2	Taxas de mortalidade calculadas pelas formulações mais utilizadas na literatura, Sheil & May (1996) e Swaine & Lieberman (1987)	29
Tabela 2.3	Estados da Federação Brasileira que possuem legislação que regulamenta o manejo florestal sustentável	32
Tabela 3.1	Dinâmica no período entre 2003 e 2015 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO. p é a significância do teste estatístico.....	66
Tabela 3.2	Taxas anuais de mortalidade para os dois períodos de observação, 2003-2007 e 2007-2015 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO.....	73
Tabela 3.3	Medianas das taxas anuais de crescimento ($\% \text{ ano}^{-1}$) para os dois períodos de observação, 2003-2007 e 2007-2015 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO.....	74
Tabela 3.4	Significância da comparação das medianas das taxas de crescimento dos tratamentos pelo teste de Mann-Whitney U entre os dois períodos de observação, 2003-2007 e 2007-2015 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da fazenda Vagafogo, Pirenópolis- GO.....	74
Tabela 3.5	Medianas dos Incrementos Periódicos Anuais (IPA) (cm ano^{-1}) para os dois períodos de observação, 2003-2007 e 2007-2015 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO.....	76
Tabela 3.6	Significância da comparação das medianas dos Incrementos Periódicos Anuais (IPA) entre os tratamentos para os dois períodos para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO, pelo teste de Mann-Whitney U.....	76
Tabela 3.7	Comparações das distribuições diamétricas observadas entre T1 e os demais tratamentos em 2003 e 2015 através do teste de Kolmogorov-Smirnov.....	78

Tabela 3.8	Parâmetros de dinâmica para o período de 2003-2015 para os três tratamentos das 15 populações mais abundantes da comunidade lenhosa da floresta estacional semidecidual amostrada em Pirenópolis-GO.....	80
Tabela 4.1	Distribuição diamétrica (Y), movimentação entre classes, mortalidade e recrutamento, observados na amostra durante o período de 2003 a 2007 para o Tratamento 1, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.....	99
Tabela 4.2	Distribuição diamétrica (Y), movimentação entre classes, mortalidade e recrutamento, observados na amostra durante o período de 2003 a 2007 para o Tratamento 2, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.....	100
Tabela 4.3	Distribuição diamétrica (Y), movimentação entre classes, mortalidade e recrutamento, observados na amostra durante o período de 2003 a 2007 para o Tratamento 3, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.....	100
Tabela 4.4	Matriz de transição para o modelo GT1, onde m representa a mortalidade, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.....	101
Tabela 4.5	Matriz de transição para o modelo GT2, onde m representa a mortalidade, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.....	101
Tabela 4.6	Matriz de transição para o modelo GT3, onde m representa a mortalidade, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.....	101
Tabela 4.7	Distribuições diamétricas observadas (Y) <i>versus</i> (\hat{Y}) projetadas para um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO, para o ano de 2015 para todos os tratamentos, pelas matrizes de 2003/ 2007 ($G_{2003-2007}$) e validação dos modelos markovianos de acordo com Kolmogorov-Smirnov ($p > 0,05$)	103

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1	Mapa de cobertura vegetal que mostra a extensão e distribuição geográfica das florestas estacionais nas Américas, derivado do MODIS para 500 m.....	18
Figura 2.2	Blocos diagramas das fisionomias ecológicas das florestas estacionais tropicais.....	19
Figura 2.3	Perfil esquemático da floresta estacional semidecidual.....	22
Figura 3.1	Microrregiões do estado de Goiás com a localização do município de Pirenópolis.....	54
Figura 3.2	Climograma do município de Pirenópolis, Goiás. Dados de normais climatológicas (período de 1961 a 1990), da estação do Instituto Nacional de Meteorologia localizada no município (INMET, 2016)	55
Figura 3.3	Climograma do município de Pirenópolis, Goiás, com temperatura e precipitação anuais médias registradas para o período em que o experimento foi realizado (2003-2015). Dados da estação meteorológica Pirenópolis (OMM: 83376) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2016)	55
Figura 3.4	Esquema de distribuição dos blocos, das parcelas e dos tratamentos da comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO	60
Figura 3.5	Taxas de mortalidade e recrutamento para o período de 2003-2015 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO.....	67
Figura 3.6	Temperatura e precipitação anuais médias para o período anterior a instalação do experimento (1983 e 2015) para o município de Pirenópolis, Goiás. Dados da estação meteorológica Pirenópolis (OMM: 83376) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2016)	69
Figura 3.7	Taxas de recrutamento e mortalidade para comunidades de florestas estacionais e outros tipos florestais	70
Figura 3.8	Distribuição diamétrica para os tratamentos 1, 2 e 3 (A, B e C, respectivamente), nos anos de 2003 e 2015, para a comunidade lenhosa de Floresta estacional semidecidual da fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO	78

Figura 3.9	Taxas de recrutamento \times mortalidade entre o período de 2003-2015 para as populações mais abundantes com pelo menos dez indivíduos no tratamento 1 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO	79
Figura 3.10	Taxas de recrutamento \times mortalidade entre o período de 2003-2015 para as populações mais abundantes com pelo menos dez indivíduos no tratamento 2 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO.....	81
Figura 3.11	Taxas de recrutamento \times mortalidade entre o período de 2003-2015 para as populações mais abundantes com pelo menos dez indivíduos no tratamento 3 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO	82
Figura 4.1	Razões de transição por classe diamétrica dos modelos markovianos estudados (GT1; GT2 e GT3), em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO	102
Figura 4.2	Razões de mortalidade por classe diamétrica dos modelos markovianos estudados (GT1; GT2 e GT3), em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO	102
Figura 4.3	Projeções da distribuição diamétrica para os próximos 52 anos em A) T1, B) T2 e C) T3, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO	105

RESUMO GERAL

FERREIRA, F. G. **Floresta Estacional Secundária: aspectos da dinâmica e manejo no bioma Cerrado**. 2016. 113f. Doutorado em Agronomia: Produção Vegetal – Escola de Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO, 2016².

O presente estudo teve como objetivo geral avaliar aspectos da dinâmica e do crescimento em diâmetro de uma floresta estacional semidecidual, doze anos após a aplicação de tratamentos silviculturais. Os objetivos específicos foram: analisar a dinâmica da comunidade arbórea durante o período de 2003 a 2015, após intervenções silviculturais; desenvolver modelos markovianos e testar sua capacidade preditiva para diferentes tratamentos silviculturais. O experimento foi implantado em 2003, na Fazenda Vagafogo, em Pirenópolis, Goiás. A área experimental foi dividida em quatro blocos, e, dentro de cada bloco foram alocadas três parcelas de 25 × 30 m (750 m²) com os seguintes tratamentos: Tratamento 1 – testemunha (T1), sem intervenções; Tratamento 2 – retirada de todas as espécies lenhosas em um raio de um metro em relação às árvores desejáveis (T2); Tratamento 3 – repetiu-se o T2, incorporando a retirada de cipós de grande porte em toda a parcela (T3). Dentro das parcelas, nos anos de 2003, 2007 e 2015, foram tomadas medidas de todos os indivíduos com DAP > 3 cm. A dinâmica da comunidade, considerando o período de 2003 a 2015, foi descrita por meio das taxas de mortalidade, recrutamento, ganho e perda em área basal, taxa de mudança líquida para número de indivíduos e área basal. Os dados coletados também foram utilizados para o desenvolvimento de modelos markovianos que descrevem a dinâmica da distribuição diamétrica da floresta estacional após a aplicação dos tratamentos silviculturais (GT₁, GT₂ e GT₃). Os tratamentos aplicados não afetaram negativamente a dinâmica da comunidade no longo prazo, pois, em todos os tratamentos, o recrutamento foi maior do que a mortalidade. A análise das taxas de crescimento e incremento periódico anual (IPA) entre os períodos 2003-2007 e 2007-2015, nos permite concluir que os tratamentos silviculturais perderam o efeito, pois as taxas caíram consideravelmente no segundo período com relação ao primeiro. Os modelos GT₁; GT₂ e GT₃ foram testados para um período de oito anos (duas projeções consecutivas), e todos eles foram capazes de simular a estrutura diamétrica de forma satisfatória. Assim, a cadeia de Markov é uma ferramenta eficiente para projetar a dinâmica de florestas estacionais semidecíduais sob intervenções silviculturais, o que reforça sua importância como ferramenta para o manejo florestal.

Palavras chave: modelagem, Cerrado, tratamentos silviculturais, floresta semidecidual.

¹ Orientador: Prof. Dr. Jácomo Divino Borges

GENERAL ABSTRACT

FERREIRA, F. G. **Secondary seasonal forest: dynamics and management aspects of Cerrado Biome**. 2016. 113 f. Doutorado em Agronomia: Produção Vegetal - Escola de Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO, 2016¹

This study had as objective to evaluate diametric growth aspects and the dynamics in a Semideciduous seasonal forest, twelve years after the conduction of a silvicultural management. The main objects were: to analyze the arboreous community density during the period that ranges from 2003 to 2015, after silvicultural interventions (Chapter 1); to develop Markov models and test its predictive capacity for different silvicultural managements (Chapter 2). The experiment was carried out in 2003, in Fazenda Vagafogo, Pirenópolis, Goiás. Experimental area was divided in four blocks, and, inside each one, three plots were allocated ($25 \times 30 \text{ m} = 750 \text{ m}^2$), with the following treatments: Treatment 1 – control (T1), without interventions; Treatment 2 – all woody species were removed at a distance of one meter, considering the wanted trees (T2); Treatment 3 – T2 was repeated, joining to large lianas removal all over the plot (T3). Inside the plots, in 2003, 2007 and 2015, all the individuals ($\text{DBH} > 3 \text{ cm}$) were measured. The community dynamics, considering the period ranging from 2003 to 2015, was described according to mortality taxes, recruitment, basal area gain and loss, net change rate to the number of individuals and basal area. Collected data were also used to develop Markov models that describe the seasonal forest dynamics of the diameter distribution after silvicultural treatments application (GT1, GT2, and GT3). Treatments did not negatively affect long term the community dynamics, because, in all treatments, recruitment was higher than mortality. Growth taxes and annual periodic increment (API) between 2003-2007 and 2007-2015 analysis allow us to conclude that silvicultural treatments lost its effect, because taxes drop considerably in the second period compared to the first one. Models GT1, GT2 and GT3 were tested for an 8 year period (two consecutive projections), and all of them were able to efficiently simulate the diametric structure. This way, Markov chain is an efficient tool to project seasonal deciduous forests dynamics upon silvicultural interventions, which strengths its importance as a tool for forest management.

Key-words: modeling, brazilian savannah, silvicultural treatments, semideciduous florest.

¹ Orientador: Prof. Dr. Jácomo Divino Borges

1 INTRODUÇÃO GERAL

Desde 1946, a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) realiza o monitoramento constante das florestas mundiais. De acordo com suas estimativas, a taxa de desmatamento das florestas caiu cerca de 50 % nos últimos 25 anos (FAO, 2015). Este número é bastante significativo, porém, as florestas estacionais da região neotropical ainda se encontram fortemente ameaçadas, restando atualmente apenas 44% de sua área original (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010). Por razões políticas e institucionais, o financiamento internacional para estudo das florestas úmidas tem sido mais proeminente do que em relação às FE, o que, de certa forma, reflete na quantidade desbalanceada de estudos realizados nestes dois tipos florestais (aproximadamente 86 % nas florestas úmidas, e 14 % nas FEs), conforme descrito em Sánchez-Azofeifa et al. (2005a).

As FE são utilizadas diretamente (uso medicinal, alimentação, madeira para construção, artesanato, ecoturismo) por grande parte da população que habita a região neotropical, elevando seu valor para além da dimensão ecológica (Portillo-Quintero et al., 2015). Ressalta-se que grande parte da exploração nessas formações é realizada de forma predatória e, apesar de sua relevância, são consideradas um ecossistema fortemente ameaçado (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010). Embora haja muitos trabalhos expressivos publicados no contexto das formações estacionais (Appolinário et al., 2005; Oliveira Filho et al. 2006; Higuchi et al., 2008; Machado & Oliveira Filho, 2010; Scolforo et al., 2010; Corrià-Ainslie et al., 2015; Meyer et al., 2015; Portillo-Quintero et al., 2015; Venturoli et al., 2015), o entendimento das dimensões humanas e biofísicas das alterações nas FE Tropicais e de seus efeitos cumulativos ainda estão nos estágios iniciais do conhecimento acadêmico (Sánchez-Azofeifa et al., 2005a).

Os estudos de longa duração dentro destas formações viabilizam informações abrangentes sobre padrões de dinâmica, sucessão de espécies e comportamento da comunidade mediante intervenções antrópicas (Condit, 1995). Isso os torna estrategicamente importantes na ampliação do entendimento sobre as FE.

O aumento do conhecimento, aliado a políticas de implementação de unidades de conservação (UCs) de uso sustentável se mostram como opção viável para sua conservação (Stoner & Sánchez-Azofeifa, 2009). O estímulo à exploração sustentável de áreas de Reserva Legal dentro das pequenas e médias propriedades rurais, também pode ser considerada alternativa possível, uma vez que ela pode se configurar como importante fonte de renda aos proprietários quando exploradas de forma sustentável (Bomfim, 2010).

Contudo, para que a exploração ocorra de forma equilibrada, os Planos de Manejo Florestal Sustentável devem ser formulados de maneira coerente com a ecologia destas formações, principalmente para que haja constância na exploração dos produtos da floresta e, ao mesmo tempo, a proteção de desmatamentos e ocupações desordenadas. Dentro deste contexto, informações com qualidade, precisão e prioridade, têm se tornado ferramentas importantes para auxiliar na tomada de decisão, formulação de estratégias e políticas, aplicação de instrumentos relacionados aos remanescentes florestais, principalmente em se tratando das florestas estacionais (Carvalho et al., 2008).

Neste sentido, este estudo foi conduzido com o principal objetivo de avaliar aspectos da dinâmica e do crescimento em diâmetro de uma floresta estacional semidecidual, doze anos após a aplicação de tratamentos silviculturais. Mais especificamente, buscou-se analisar os aspectos da dinâmica da comunidade arbórea durante o período de 2003 a 2015, após intervenções silviculturais; e desenvolver modelos markovianos e testar sua capacidade preditiva para diferentes tratamentos silviculturais. Os dados gerados a partir deste trabalho contribuirão para a composição do acervo técnico para a elaboração de políticas relacionadas ao manejo florestal para o Bioma.

2 REVISÃO DE LITERAURA

2.1 FLORESTAS ESTACIONAIS (FE)

A atual extensão das FE na região neotropical é de 519,597 km², sendo que cerca de 51% deste total estão localizados na América do Sul. Ainda, de acordo com estas estimativas, as FE ocupam, no Brasil, uma área de 88,331 km², o que faz com que o País tenha a terceira maior área com esta formação na região neotropical (Portillo-Quintero & Sanchez-Azofeifa, 2010). As FE têm ampla distribuição geográfica nas Américas (Figura 2.1).

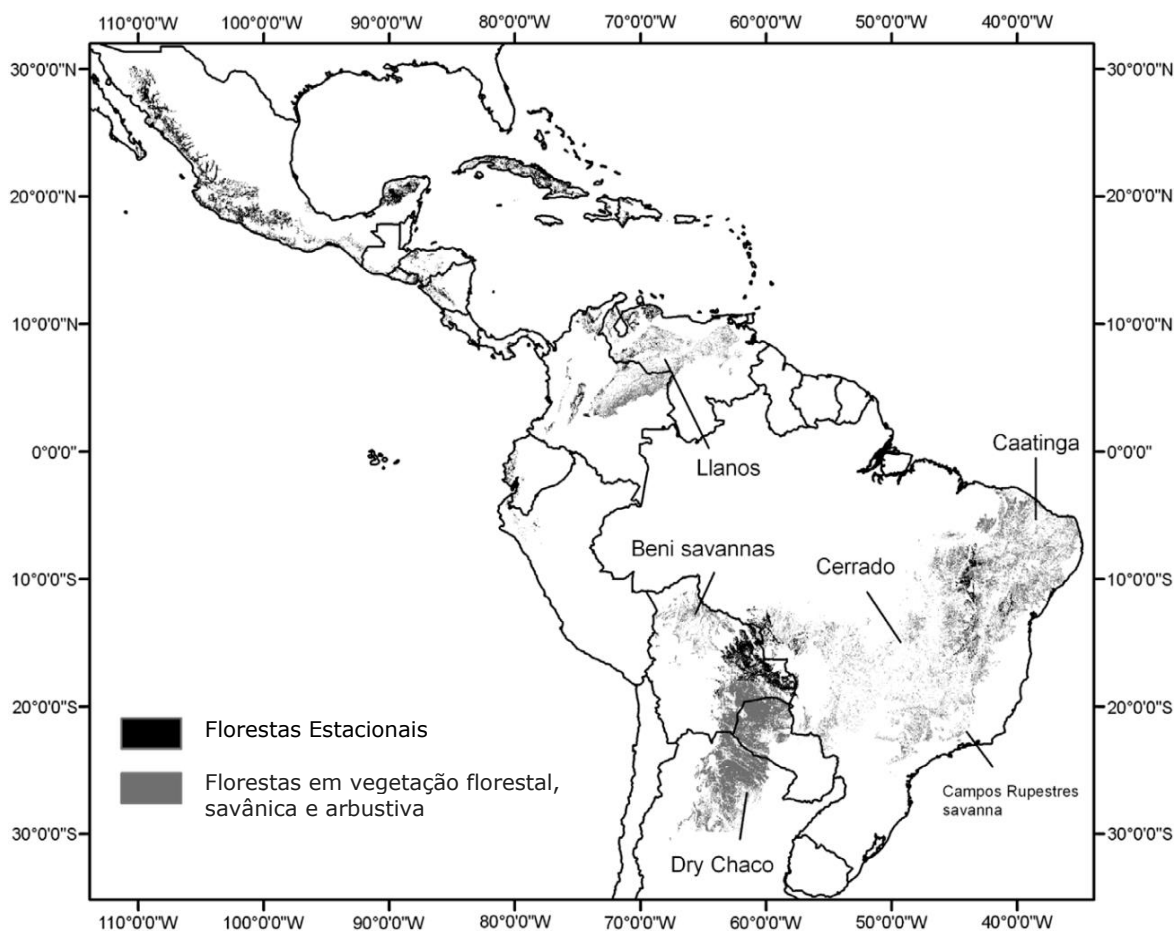


Figura 2.1. Mapa de cobertura vegetal que mostra a extensão e distribuição geográfica das florestas estacionais nas Américas, derivado do MODIS para 500 m. Fonte: adaptado de Portillo-Quintero & Sanchez-Azofeifa (2010).

As FE tropicais são fisiologicamente e ecologicamente adaptadas à seca sazonal. Ocorrem em regiões com precipitação média anual entre 700 e 2.000 milímetros (Sanchez-Azofeifa et al., 2005b). Este clima com forte influência da sazonalidade climática faz com que as florestas estacionais apresentem menor estatura, biomassa, riqueza florística e número de estratos com relação às florestas tropicais úmidas (Murphy & Lugo, 1986). Por outro lado, apresentam composição florística bem distinta das demais formações presentes no bioma Cerrado, oferecendo grande contribuição para sua riqueza florística (Pereira et al., 2011).

A precipitação anual exerce um papel importante na duração da deciduidade das árvores de dossel, o que resulta na grande variação em sua estrutura ao longo do ano (Santos et al., 2012). No bioma Cerrado, as FE são formações florestais que não possuem associação com cursos d'água, como as Matas Ciliares e de Galeria, ocorrendo geralmente, nos interflúvios (Nascimento et al., 2004; Ribeiro & Walter, 2008).

O Manual de Classificação da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), categoriza três tipos distintos de florestas estacionais: sempre-verdes (perenifólias), semidecíduais e decíduais (Figura 2.2).

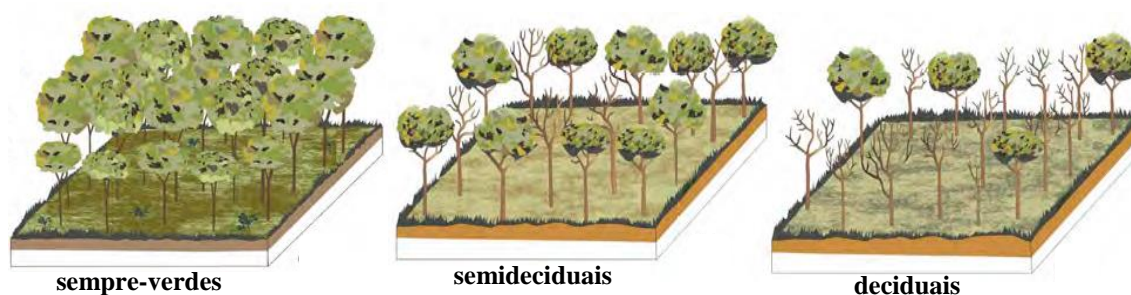


Figura 2.2. Blocos diagramas das fisionomias ecológicas das florestas estacionais tropicais. Fonte: Adaptado de IBGE (2012); Veloso et al. (1991).

As florestas estacionais sempre-verdes apresentam alto verdor no período de estiagem, ocorrem em maior extensão no estado de Mato Grosso e se estendem por toda a região da Bacia Sedimentar dos Parecis, parte das depressões do Guaporé (IBGE, 2012). A composição florística destas áreas é semelhante em nível e família com outros trechos florestais amazônicos, mas a composição em nível de espécies aparentemente é diferente (Kunz et al., 2010). As florestas estacionais sempre-verdes, ou perenifólias, conforme denominação de Ivanauskas et al. (2008), apresentam composição florística própria. E, apesar de se tratar de floresta estacional, a floresta perenifólia é distinta fisionômica e floristicamente da floresta estacional semidecidual ou decidual (Ivanauskas et al., 2008).

As florestas estacionais decíduais possuem estrato superior formado por indivíduos predominantemente caducifólios, com mais de 50% dos indivíduos despidos de folhagem no período desfavorável, e ocorrem de forma disjunta no País. No Brasil, essas florestas estão condicionadas às regiões de solos férteis com derramamento basáltico, afloramento calcário, ou solos de origem arenítica com elevados teores de cálcio (Oliveira Filho & Ratter, 2002). Os níveis de caducifolia nestas florestas variam principalmente em função do tipo de solo que influencia a composição florística (Ribeiro & Walter, 2008). Os solos mais comumente associados às florestas estacionais são, de acordo com Reatto et al. (2008), os Neossolos Litólicos (RL), quando derivados de rochas básicas, Nitossolos Vermelhos (NV) (Embrapa, 2006) e, em menor proporção, o Chernossolo (M), que são originados de rochas ricas em cálcio e magnésio.

A alta fertilidade associada à ocorrência das FE faz com que, em muitos casos, estas áreas sejam submetidas à exploração seletiva de madeira, ameaçando algumas espécies à extinção local (Scariot & Sevilha, 2005). Oliveira Filho et al. (2006) levantaram as espécies de maior ocorrência em formações de FE na porção leste da América do Sul, dentre elas, angicos (*Anadenanthera colubrina*), aroeiras (*Myracrodruon urundeuva*), ipês (*Handroanthus impetiginosus*, *H. serratifolius*, *Tabebuia roseoalba*), perobas (*Aspidosperma parvifolium*, *A. Aspidosperma parvifolium*). Todas estas espécies possuem elevado valor comercial e são intensamente comercializadas na região Centro-Oeste (Bomfim, 2010).

Além das espécies de valor econômico, estão associadas às FE inúmeras outras espécies igualmente importantes do ponto de vista ecológico, que são frequentemente encontradas nestas formações, como: *Acacia polyphylla* (monjoleiro), *Amburana cearensis*. (cerejeira, imburana), *Apuleia leiocarpa*. (garapa), *Aspidosperma subincanum* (guatambú), *Cabralea cangerana* (canjerana), *Cariniana estrellensis* (bingueiro, jequitibá), *Cassia ferruginea* (canafístula-preta), *Cedrela fissilis* (cedro), *Chloroleucon tenuiflorum* (jurema), *Dilodendron bipinnatum* (maria-pobre), *Guazuma ulmifolia* (mutamba), *Lithraea molleoides* (aroeirinha, aroeira-brava), *Machaerium villosulum* (jacarandá-do-mato), *Platycyamus regnellii* (pau-pereira, folha-de-bolo), *Tapirira guianensis* (pau-pombo), *Terminalia* spp (capitão), *Trichilia elegans* (pau-de-ervilha; catiguá) e *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. (maminha-de-porca) (Ribeiro & Walter, 2008; Oliveira Filho et al., 2006).

As espécies mais representativas também se diferem entre os tipos de florestas estacionais de acordo com Walter et al. (2015). Esses autores destacam *Myrcia stenocarpa*,

Ocotea leucoxylon, *Xylopia amazonica*, como espécies comumente encontradas nas florestas estacionais Sempre Verdes; *Copaifera langsdorffii*, *Micrandra elata*, *Amaioua guianensis* e *Licania apetala*, como encontradas em pelo menos 20 % das áreas amostradas de florestas estacionais semidecíduais; e *Myracrodruon urundeuva*, *Handroanthus impetiginosus*, *Anadenanthera colubrina*, *Combretum duarteanum*, *Dilodendron bipinnatum*, *Pseudobombax tomentosum*, que aparecem em pelo menos 30% dos levantamentos realizados em florestas estacionais decíduais.

Ao final da década de 1980, Janzen (1988) alertava para o grande grau de ameaça que estas florestas se encontravam no mundo todo, e outros autores consideravam essas formações florestais como sendo o ecossistema mais explorado e alterado do mundo (Sanchez-Azofeifa et al., 2005; Pennington et al., 2006; Vieira & Scariot, 2006; Gillespie et al., 2012). De acordo com as estimativas de Portillo-Quintero & Sanchez-Azofeifa (2010), mais de 50% das áreas, com FE brasileiras, já foram alteradas ou convertidas para outras formas de uso da terra.

No estado de Goiás as perturbações antrópicas sobre os ecossistemas naturais ocasionaram intensas alterações em sua cobertura vegetal (Galinkin, 2003). No vale do rio Paranã, por exemplo, as florestas estacionais em áreas planas foram reduzidas a 5% da área original (Andahur, 2001), e o equilíbrio dos remanescentes é afetado pela exploração madeireira, pelo fogo e pela criação de bovinos (Scariot & Sevilha 2000). Mais a sudoeste do Estado, a região conhecida como “Mato Grosso de Goiás” (Santos et al., 2012), assim denominada pela predominância das FE, também se encontra seriamente ameaçada pelas atividades agropecuárias. Da mesma forma no estado do Mato Grosso as FE são o tipo florestal mais ameaçado em decorrência de ações antrópicas (Alencar et al., 2004).

Todas as florestas estacionais remanescentes no mundo estão expostas a uma diversidade de ameaças, em sua maioria antrópicas (Miles et al., 2006). Estas formações mantêm altos níveis de endemismo e diversidade de espécies e são elos importantes para o desenvolvimento das pessoas e dos países da América Latina, nos quais sua conservação é essencial para assegurar a disponibilidade de água, proteção do solo, melhoria da qualidade do ar e permitir com que comunidades pobres se beneficiem de fontes de renda alternativas advindas de sua exploração direta e indireta (Portillo-Quintero & Sanchez-Azofeifa, 2010).

Estima-se que na região neotropical, as FE têm influência direta em pelo menos 44% dos municípios, e pelo menos 66% dos reservatórios de água e barragens

dos países neotropicais, estão localizados em áreas sob influência destas formações. Isso indica que a qualidade das fontes de água para consumo humano da região neotropical é, e será, diretamente dependente da gestão sustentável destas formações (Portillo-Quintero et al., 2015).

2.2 FLORESTAS ESTACIONAIS SEMIDECIDUAIS (FES)

As FES, também são reconhecidas como florestas tropicais subcaducifólias ou, simplesmente, florestas secas. Sua ocorrência em clima estacional determina a semideciduidade da folhagem. De acordo com o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), as FES são ainda subdivididas em função da posição que ocupam no relevo, sendo considerados os subtipos Aluviais, das Terras Baixas, Submontana e Montana (Figura 2.3).

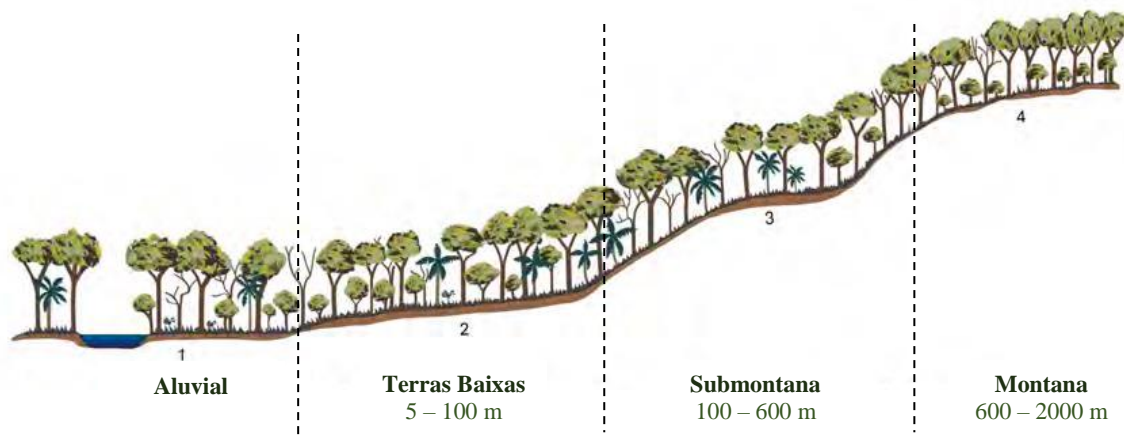


Figura 2.3. Perfil esquemático da floresta estacional semidecidual. Fonte: Adaptado de IBGE (2012); Veloso et al. (1991).

A formação Aluvial está sempre presente nas planícies e em alguns terraços mais antigos das calhas dos rios; a formação das Terras Baixas ocorre, geralmente, em depressões sedimentares entre 5 e 100 m, podendo chegar próximo a 200 m de altitude. A formação Submontana localiza-se na faixa altimétrica que varia de 100 a 600 m de acordo com a latitude de 4° Norte até 16° Sul; de 50 a 500 m entre 16° até 24° de latitude Sul; e de 30 a 400 m após 24° de latitude Sul; e Montana ocorre na faixa altimétrica que varia de 600 a 2.000 m de altitude entre 4° de latitude Norte e 16° de latitude Sul; de 500 a 1.500 m entre 16° de latitude Sul e 24° de latitude Sul; e de 400 a 1.000 m entre 24° e 32° de latitude Sul.

Nos trópicos, as FES estão associadas a regiões com inverno acentuadamente seco e verões chuvosos, enquanto que FES localizadas na região subtropical correlacionam-se ao clima sem período seco, porém, com inverno bastante frio (temperaturas médias mensais inferiores a 15 °C). Os invernos secos (zonas tropicais) ou frios (zonas subtropicais) são os fatores determinantes do repouso fisiológico e queda parcial da folhagem nestas florestas (IBGE, 2012). A porcentagem das árvores que perdem suas folhas no conjunto florestal, geralmente situa-se entre 20% e 50% (Ribeiro & Walter, 2008). Esta formação possui dominância de gêneros arbóreos amazônicos de distribuição brasileira, como, por exemplo, *Parapiptadenia*, *Peltophorum*, *Cariniana*, *Lecythis*, *Handroanthus*, *Astronium* e outros de menor importância fisionômica (IBGE, 2012).

A ocorrência das FES se dá predominantemente nas regiões mais próximas ao litoral brasileiro, domínio do bioma Mata Atlântica, com reentrâncias para o Brasil Central (IBGE, 2012). Desenvolvem-se sobre solos de fertilidade menor do que os solos com ocorrência das florestas decíduas (Oliveira Filho & Ratter, 2002) e frequentemente ocupam as encostas de interflúvios (Oliveira Filho et al. 2006).

Pequenos fragmentos de FES distribuídos pela paisagem são fundamentais para a manutenção da biodiversidade de uma região, pois aumentam a probabilidade de sobrevivência de muitas espécies (Turner & Corlett, 1996; Santos et al, 2007). Daí a importância de se fomentar ações que visem a prática do manejo florestal sustentável em pequena escala, aplicado com base em critérios técnicos, para que estas áreas sejam convertidas para usos que mantenham a floresta em pé, gerando uma importante fonte adicional de renda aos produtores e garantindo a manutenção da estrutura e biodiversidade da floresta (d'Oliveira et al. 2006).

2.3 DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA EM FLORESTAS ESTACIONAIS

As parcelas permanentes possibilitam estudos no longo prazo, e permitem que pesquisadores avaliem de forma eficiente a dinâmica da vegetação arbórea (Felfili et al., 2005). A maior parte das informações geradas sobre a dinâmica em florestas tropicais veio de estudos realizados adotando-se parcelas permanentes (Sheil & May, 1996). No bioma Cerrado, a dinâmica das FES tem sido avaliada por diversos autores (Higuchi et al., 2008a; Silva & Araújo, 2009; Machado & Oliveira Filho, 2010; Lévesque et al., 2011; Mews et al., 2011; Venturoli et al., 2011; Peixoto et al., 2012; Meyer et al., 2015). Esses estudos

demonstraram que as FES possuem uma grande variabilidade em termos de taxas de mortalidade e de recrutamento, e que o histórico de uso, regime de luz, presença de fogo e grau de antropização as influenciam fortemente. Vale ressaltar que a falta de padronização em termos de critério de inclusão de indivíduos, período de avaliação e parâmetros utilizados nos estudos, dificultam algumas comparações diretas entre eles (Felfili et al., 2005).

Atualmente, os trabalhos de dinâmica têm se evidenciado, pois retratam muito além do estado atual da vegetação. Eles descrevem, através das taxas de recrutamento, mortalidade, rotatividade, tempos de meia vida e duplicação, dentre outros, o comportamento da vegetação no período analisado, possibilitando previsões futuras. Em áreas sob distúrbios naturais, esses dados possibilitam gerar informações valiosas para a conservação (Appolinário, et al., 2005; Calegari et al., 2010; Salami et al., 2014). Quando esses dados são coletados em áreas em regime de manejo florestal, permitem aos pesquisadores realizar inferências importantes, como grau de intervenção aceitável, impactos sobre o recrutamento e a mortalidade, dentre outros (D'Oliveira & Braz, 2006; Venturoli et al., 2008, 2010; Castro & Carvalho, 2014; Dunn & Baley, 2015).

A estacionalidade climática à qual as FE das regiões tropicais estão submetidas exerce influência direta sobre a disponibilidade de água e níveis de luz no sub-bosque da floresta, que são acentuadamente diferenciados em dois períodos do ano (Gandolfi, 2003). As alterações produzidas pela deciduidade do dossel podem afetar, durante a estação seca, tanto a temperatura do solo quanto a evapotranspiração (Lee, 1989). A oscilação sazonal destes fatores ambientais impõe sérias restrições à germinação, crescimento e desenvolvimento das plantas nas FE (Vieira & Scariot, 2006; Carvalho & Felfili, 2011; Venturoli et al., 2012). Esses fatores, aliados aos níveis de caducifolia, à fenologia das espécies, entre outros, fazem com que as FE, sejam elas decíduas, Semidecíduas ou sempre-verdes, tenham dinâmica distinta daquela das florestas úmidas (Gandolfi, 2003).

Ao analisar a influência dos níveis de luz e suas consequências para a regeneração em FE, Gandolfi (2003), observou que o sub-bosque das FE apresenta grande sombreamento durante a maior parte do ano, e, durante um período de tempo menor, quando ocorre a deciduidade, a floresta apresenta uma condição semelhante à de uma clareira. O autor denominou estas áreas de sub-bosque de “clareiras virtuais”, e sugere que seu estudo é importante, já que constituem sítios diferenciados de regeneração de espécies arbóreas, diferentes daqueles esperados pela teoria de sucessão secundária das florestas úmidas

(Swaine & Whitmore, 1988). A maior diversidade nos regimes de luz dentro das FE, segundo Gandolfi (2003), faz com que as espécies apresentem padrões de resposta à luz diferentes daqueles observados para as florestas tropicais úmidas. E, conseqüentemente, a distribuição espacial dos indivíduos nas categorias sucessionais seja um pouco mais diversa do que aquelas propostas por Swaine & Whitmore (1988). Outro aspecto interessante constatado é o de que os sítios de regeneração poderiam estar favorecendo as espécies secundárias iniciais, o que pode justificar a maior abundância de indivíduos e espécies desta categoria observadas nas FE.

2.3.1 Fatores que afetam a dinâmica

As pesquisas em dinâmica têm buscado entender quais são os fatores e como eles afetam as comunidades tropicais durante o período analisado. Neste tópico é apresentada uma compilação de alguns trabalhos importantes realizados em florestas tropicais relacionados à dinâmica. Todos eles procuraram entender, além dos fatores que afetam a dinâmica, quais as suas conseqüências para as comunidades vegetais, tanto naturais quanto antropizadas.

Fogo, vendavais e outros distúrbios podem influenciar fortemente a estrutura, a composição e os processos ecológicos nas florestas. Esta influência opera em diferentes escalas temporais e espaciais, e seus efeitos, muitas vezes, dependem do estado da floresta quando a perturbação ocorre (White, 2002). Distúrbios naturais como o fogo, quando em baixa intensidade, pode provocar alterações positivas na dinâmica da comunidade. Peixoto et al. (2012) avaliaram a dinâmica pós-fogo de uma comunidade de FES submetida a duas frequências diferentes de queimadas naturais, e observaram aumento na riqueza e na diversidade vegetal na área que foi queimada com mais frequência. Apesar de não ter havido aumento no número de indivíduos, a área basal também foi maior nessa área.

Características como fertilidade do solo, variações espaciais e disponibilidade de água e nutrientes influenciam os padrões de dinâmica de comunidades em florestas tropicais, conforme relatado em diversos trabalhos de pesquisa (Lieberman & Lieberman, 1987; Baker et al., 2003; Oliveira-Filho et al., 2007; Machado & Oliveira Filho, 2010). Porém, de acordo com Higuchi et al. (2008a), diferentes classes de solo aparentemente não exerceram influência sobre a dinâmica. Esses autores avaliaram as mudanças estruturais e a influência de diferentes classes de solos (Nitossolos, Cambissolos e Latossolos) sobre as

taxas de dinâmica da comunidade arbórea, em uma floresta estacional semidecidual em Lavras, MG, por cinco anos.

Além dos fatores edáficos, as perturbações antrópicas também produzem alterações na estrutura e na dinâmica de áreas com vegetação. Werneck & Franceschinelli (2004) obtiveram esta constatação ao avaliarem uma área de FES na Estação Ambiental Galheiro, em Minas Gerais. Estes autores avaliaram a dinâmica de uma floresta que de longa data sofreu intensas perturbações como fogo, retirada seletiva de madeira, pastoreio e pisoteio de gado, e que foi protegida desses distúrbios por quatro anos. Ao final do período de avaliação Werneck & Franceschinelli (2004) perceberam que este curto período de proteção proporcionou alterações positivas na dinâmica da floresta, como diminuição no número de espécies pioneiras e aumento das espécies tolerantes à sombra.

2.3.2 Taxas de dinâmica para florestas tropicais

A mortalidade e a regeneração são componentes muito complexos na dinâmica de um ecossistema, dentro dos quais existem inúmeros processos fisiológicos envolvidos (Rossi et al., 2007). Estudos realizados em FE revelaram um ambiente altamente dinâmico, com altas taxas de mortalidade e recrutamento (Condit et al., 1999; Higuchi et al., 2008b; Carvalho & Felfili, 2011). Em se tratando de florestas tropicais úmidas, a dinâmica refletida nas taxas de mortalidade e recrutamento, de um modo geral, é menos acelerada em relação às florestas estacionais (Phillips et al. 1994; Condit et al. 1999; Carvalho & Felfili, 2011).

Analisando duas formações florestais, uma na ilha de Barro Colorado (floresta decídua do Panamá) e outra em Pasoh (floresta tropical úmida da Malásia) Condit et al. (1999), compararam as taxas de recrutamento e mortalidade dos dois tipos florestais, os autores perceberam que na floresta úmida de Pasoh, as taxas eram substancialmente menores do que as da floresta seca de Barro Colorado. Ou seja, a floresta seca apresentou dinâmica mais acelerada do que a floresta úmida. No estudo de Carvalho & Felfili (2011), realizado em área de Floresta Estacional Decidual no Vale do Paranã, no estado de Goiás, foi observado que a vegetação avaliada obteve dinâmica mais acelerada do que a de muitos outros tipos florestais comparados em seu trabalho, incluindo outras áreas de Floresta Estacional Decidual. Seus resultados corroboram com os de Condit et al. (1999).

As florestas estacionais são mais dinâmicas inclusive que as florestas tropicais úmidas. Estudos relevantes como os de Hartshorn (1990); Phillips et al. (1994) e Lewis et

al. (2004a), retratam as florestas úmidas com taxas que variaram, aproximadamente, entre 1 e 2% para a mortalidade e o recrutamento, sendo estas taxas inferiores às encontradas para florestas estacionais (Tabela 2.1). Na literatura científica específica, de um modo geral, os resultados das pesquisas retratam as florestas estacionais (deciduais ou semideciduais) como altamente dinâmicas, conforme pode ser observado na compilação bibliográfica apresentada na Tabela 2.1.

2.3.3 Taxas de dinâmica versus intervalos de censo e formulações diferentes

Através de simples formulações matemáticas, Sheil & May (1996) comprovaram teoricamente que os métodos comumente utilizados para estimar as principais taxas de dinâmica (mortalidade, recrutamento e *turnover*), são dependentes do período analisado em populações não homogêneas. Esses autores consideraram população não homogênea qualquer população que mantenha uma variação consistente nas probabilidades de perda de seus indivíduos ao longo do tempo, como por exemplo, comunidades de florestas naturais. As estimativas destas taxas tendem a diminuir quando aumenta o intervalo entre os censos.

As formulações de Sheil & May (1996) foram comprovadas empiricamente por Lewis et al. (2004b), que consideraram dados de censos com diferentes intervalos de tempo (com intervalo máximo de 50 anos) na América Latina, África, Ásia e Austrália, e realizaram uma série de análises. A partir de então, observaram que uma comunidade com taxa de mortalidade anual de 2,00% em censo com intervalo de um ano, teria, em média, uma taxa de mortalidade de 1,59% em censo com intervalo de 20 anos e 1,49% ao longo de um intervalo de 50 anos entre a realização dos censos.

Como a diferença entre estes intervalos afetam as comparações entre diferentes trabalhos, Lewis et al. (2004b) sugeriram uma readequação destes parâmetros através de uma fórmula que considera a taxa de declínio dos dados no longo prazo, que pode ser usada para os parâmetros de mortalidade, recrutamento ou *turnover* (Equação 2.1).

$$\lambda_{cor} = \lambda \times t^{0,8} \text{ (Equação 2.1)}$$

onde: λ é a taxa de mortalidade (ou recrutamento ou *turnover*), e t é o intervalo de censo considerado.

Tabela 2.1. Compilação de trabalhos de dinâmica disponíveis na literatura.

Nº	Referência	Coordenadas	Intervalo de tempo (anos)	Tipo ⁽¹⁾	Critério de inclusão (DAP)	M	R
1	Carvalho & Felfili (2011)	14°03'53"S; 46°29'15"O	6	FED	≥5,0 cm	2,77	4,43
2	Guilherme et al. (2004)	21°29'S, 44°22'W	7	FED	≥5,0 cm	2,99	1,02
3	Marín et al. (2005)	11°36'N, 86°15'W	7	FED	≥10 cm	3,80	2,20
4	Marín et al. (2005)	11°36'N, 86°15'W	7	FED	≥10 cm	7,20	2,30
5	Werneck & Franceschinelli (2004)	19°12'05" S; 47°08'02"W	4	FED	≥3,2 cm	5,00	2,10
6	Condit et al. (1999) (Barro Colorado)	-	13	FED	≥10,0 cm	2,84	2,87
7	Apolinário et at. (2005)	21°09' S, 44°54' W	7	FES	≥5,0 cm	3,70	2,00
8	Higuchi et al. (2008a)	21°13'1729"S, 44°57'47"W	5	FES	≥5,0 cm	1,80	1,40
9	Mews et al. (2011)	14°49'32" S, 52°06'20" W	5	FES	≥5,0 cm	3,95	2,76
10	Meyer et al. (2015)	21°16'29"S, 44°52'55"W	5	FES	≥5,0 cm	3,30	2,78
11	Oliveira et al. (2014)	-	10	FES	≥4,8 cm	3,33	1,58
12	Oliveira Filho et al. (1997)	21°13'40"S, 44°57'50"W	5	FES	≥5,0 cm	2,60	3,00
13	Oliveira Filho et al. (2007)	21°29'03"S, 44°06'04"W	5	FES	≥5,0 cm	2,50	1,80
14	Paiva et al. (2007)	19°10' S e 48°23' W	10	FES	≥10,0 cm	4,01	4,04
15	Silva & Araújo (2009)	18°56'57"S; 48°12'14"W	14	FES	≥3,2 cm	4,10	4,50
16	Santos et al. (1996)	22°50'S, 7°06'WG	12	FES	≥5,0 cm	3,44	-
17	Higuchi et al. (2008b)	21°13'40"S; 44°57'50"W	19	FES	≥5,0 cm	3,62	2,84
18	Machado & Oliveira Filho (2010)	21°13'11"S; 44°58'15"W	5	FES	≥5,0 cm	3,15	2,28
19	Condit et al. (1999) (Pasoh)	-	8	FO	≥10,0 cm	1,46	1,65
20	Gomes et al. (2003)	23°38'40"S; 46°36'38"W	6	FO	≥8,0 cm	1,67	3,46
21	Korning & Baslev (1994)	00° 00'S; 76°26'W	8	FO	≥10,0 cm	1,95	2,40
22	Salami et al. (2014)	27°51'35,82"S, 50°11'39,66"W	4	FO	≥5,0 cm	1,16	1,74

⁽¹⁾ C = cerradão; FES = floresta estacional semidecidual; FED = floresta estacional decidual; FO = floresta ombrófila; M = taxa de mortalidade (% ano⁻¹); R = taxa de recrutamento (% ano⁻¹).

Este procedimento move as taxas para um intervalo entre censos de um ano, denominado por eles de “censo corrigido”. Ao aplicar esta fórmula, as taxas de mortalidade calculadas em diferentes intervalos de censo, poderão ser comparadas entre si, sem que o viés do tempo possa interferir nas taxas.

Além das diferenças entre os intervalos de censo acima demonstradas, existem as variações entre as taxas calculadas pelas formulações disponíveis na literatura, tanto para modelos aritméticos, quanto para os modelos logaritmizados de Swaine & Lieberman (1987) e Sheil & May (1996) (Equações 2.2 e 2.3, taxas de mortalidade), que são os mais utilizados nos trabalhos de dinâmica. Apesar de abordarem os cálculos das mesmas taxas (tanto mortalidade, quanto recrutamento), por se tratarem de formulações distintas, acabam por produzir resultados sensivelmente diferentes (Tabela 2.2). As diferenças causadas por estas formulações não são muito documentadas na literatura.

$$\text{Modelo de Sheil \& May (1996): } M = \left(1 - \left(\frac{N_0 - m}{N_0} \right)^{1/t} \right) * 100 \text{ (Equação 2.2)}$$

$$\text{Modelo de Swaine \& Lieberman (1987): } M = \left(\frac{\ln(N_0) - \ln(N_1)}{t} \right) * 100 \text{ (Equação 2.3)}$$

Onde, N_0 é o número de indivíduos na primeira medição, m é o número de indivíduos mortos, e N_1 é o número de indivíduos na segunda medição.

Utilizando os modelos acima descritos foram recalculadas as taxas de mortalidade com os dados disponibilizados nos trabalhos descritos (Tabela 2.2). Assim, é possível observar que, embora não seja de grande amplitude, a diferença existe.

Tabela 2.2. Taxas de mortalidade calculadas pelas formulações mais utilizadas na literatura, Sheil & May (1996) e Swaine & Lieberman (1987).

Nº Referência	Taxa anual de mortalidade (% ano ⁻¹)		Diferença entre as taxas
	Swaine & Lieberman (1987)	Sheil & May (1996)	
1 Korning & Baslev (1994)	0,621	0,619	0,002
2 Oliveira Filho et al. (1997)	2,590	2,557	0,033
3 Gomes et al. (2003)	1,678	1,664	0,014
4 Wernek & Franceschinelli (2004)	5,172	5,041	0,131
5 Appolinário et at. (2005)	3,721	3,652	0,068
6 Braga & Rezende (2007)	5,707	5,548	0,160

Tabela 2.2. Continua...

Tabela 2.2. Continuação...

Nº Referência	Taxa anual de mortalidade (% ano ⁻¹)		Diferença entre as taxas
	Swaine & Lieberman (1987)	Sheil & May (1996)	
7 Higuchi et al. (2008a)	1,777	1,761	0,016
8 Silva & Araújo (2009)	4,096	4,013	0,083
9 Machado & Oliveira Filho (2010)	3,196	3,145	0,051
10 Carvalho & Felfili (2011)	2,770	2,732	0,038
11 Mews et al. (2011)	4,029	3,949	0,080
12 Silva et al. (2011)	7,439	7,169	0,270
13 Meyer et al. (2015)	1,499	1,488	0,011

*Foram detectadas diferenças significativas pelo teste de *t* entre os valores calculados pelas duas formulações diferentes para a taxa de mortalidade ($p=0,0043$).

2.4 PRINCIPAIS NORMATIVAS RELACIONADAS A PLANO DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL

O novo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651, de abril de 2012) define manejo sustentável como “administração da vegetação natural para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras ou não, de múltiplos produtos e subprodutos da flora, bem como a utilização de outros bens e serviços” O manejo sustentável, conforme descrito em lei, só é possível de ser colocado em prática mediante o planejamento de uso da floresta, por meio do Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), também previsto da referida Lei federal, especificamente nos artigos 31, 32, 33 e 34 (Brasil, 2012).

A Portaria nº 113/1995 do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA) trata de forma genérica a exploração sustentável das florestas primitivas e demais formas de vegetação nas regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste (Brasil, 1995). Ainda existem normas federais específicos que tratam da elaboração, apresentação, análise e aprovação para PMFS que contemplem o mogno (*Swietenia macrophylla*) (Brasil, 2003); o pau-rosa (*Aniba rosaeodora*) (Brasil, 2011), e para as espécies florestais mencionadas no Anexo II da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção (CITES) (IBAMA, 2016).

Em se tratando do bioma Cerrado, não existem normativas federais exclusivas definidas para PMFS. A Amazônia é o bioma que possui diretrizes mais, com instruções federais e estaduais (Brasil, 2002; Brasil, 2006a; Brasil, 2006b; Brasil, 2006c; Brasil,

2009a; Brasil, 2010). A exploração da vegetação nativa do bioma Caatinga, também é assegurada pela Instrução Normativa nº 1, de 25 de julho de 2009, que dispõe sobre os procedimentos técnicos para a elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de PMFS (Brasil, 2009b). Para o estado de Santa Catarina existe a Portaria Interinstitucional nº 1, de 04 de junho de 1996, que disciplina a exploração sustentável da vegetação nativa (Brasil, 1996) e, também, a Resolução CONAMA nº 294, de 12 de dezembro de 2001, que disciplina a exploração sustentável do palmiteiro (*Euterpe edulis*) (Brasil, 2001).

Com o advento da Lei nº 11.284, de 2006 (Brasil, 2006a), a gestão dos recursos florestais e o seu manejo passaram a ser dos Estados, através dos seus órgãos de meio ambiente. Por meio de consulta aos portais dos órgãos ambientais de todos os Estados brasileiros, na internet, observa-se que nem todos os estados da Federação dispõem de instrumentos legais específicos que regulamentam os PMFS (Tabela 2.3).

Aos estados que ainda não dispõem de instrumentos legais próprios, aplicam-se a legislação federal pertinente, como o Código Florestal, Instruções Normativas e Resoluções do CONAMA.

No estado de Goiás, os PMFS são regidos pela Portaria nº 134, de 1996 (Goiás, 1996), que disciplina as normas para sua elaboração. Esta Portaria apresenta aspectos técnicos para elaboração de PMFS, como: demarcação de parcelas permanentes, e área basal mínima para que a unidade explorada seja considerada regenerada. Contudo, ela é omissa em relação a outros detalhes técnicos importantes como, fixação de um ciclo de corte e diâmetro mínimo de exploração.

Ressalta-se que as vegetações predominantes no estado de Goiás são as dos tipos fitofisionômicos do bioma Cerrado, o que requer certas especificidades com relação ao manejo de sua vegetação, haja vista grandes diferenças ecológicas e estruturais em relação a outros biomas, como Amazônia e Mata Atlântica, que possuem normatização mais completa. A ausência dos aspectos técnicos acima mencionados na legislação pode ser reflexo da falta de conhecimento acadêmico sobre o assunto para o bioma Cerrado. O conhecimento gerado através deste trabalho poderá contribuir para a composição do acervo técnico para a elaboração de políticas relacionadas ao manejo florestal para o Bioma.

Tabela 2.3. Estados da Federação Brasileira que possuem legislação que regulamenta o manejo florestal sustentável¹.

Estado	Legislação de referência
Minas Gerais	Lei Estadual nº 10.561/1991; alterada pela Lei nº 11.337/1993 e pelo Decreto de regulamentação nº 33.944/1992; Portaria nº 184/2004 – manejo da Candeia Portaria NDEG nº 87/ 2005 Resolução SEMAD/IEF nº 1905/2013
São Paulo	Resolução SMA nº 14/2014
Amazonas	Decreto nº 10.028/1987 Resoluções CEMAAM nº 009/2011 e 007/2011 Instrução Normativa nº 002/06/SDS
Pará	Instrução Normativa nº 001/2014 Instrução Normativa nº 08/2014 Instrução Normativa nº 09/2013 Instrução Normativa nº 05/2011 Instrução Normativa nº 07/2006 Instrução Normativa nº 04 Instrução Normativa nº 45
Santa Catarina	Portaria Interinstitucional nº 01/1996 Instrução Normativa nº 35 Instrução Normativa nº 22
Mato Grosso	Lei complementar nº 233/2005 Decreto nº 8.188/2006
Paraná	Lei Nº 11.054/1995
Acre	Resolução conjunta CEMACT/CFE nº 003/2008 Resolução conjunta CEMACT/CFE nº 005/2008 Portaria normativa IMAC nº 004/2008
Roraima	Lei nº 986/2015
Maranhão	Portaria SEMA nº 51/2014
Piauí	Resolução CONSEMA nº 013/ 2010
Paraíba	Lei nº 6.002 de 29 de dezembro de 1994
Bahia	Portaria nº 29/ 2005
Rio Grande do Norte	Lei complementar nº 272/2004 Lei complementar nº 380/2008
Rio de Janeiro	Resolução INEA nº 124 de 2015
Goiás	Portaria nº 134/1996

¹ Os dados foram extraídos das respectivas páginas dos órgãos ambientais estaduais. A ausência de determinados Estados nesta tabela não implica necessariamente na falta da legislação, e sim que ela não foi disponibilizada *online* via página do órgão ambiental estadual.

2.5 MANEJO FLORESTAL NO CERRADO

O manejo florestal sustentável deve ser visto como uma forma de promover a utilização racional dos recursos florestais para sua perpetuidade sejam eles madeireiros ou não. Contudo, é possível observar que nem todas as áreas exploradas sob o rótulo de Plano de Manejo no Cerrado, alcançam, de fato, a sustentabilidade (Coelho, 2000; Coelho et al., 2008; Figueiredo et al., 2010), o que descaracteriza o regime de exploração adotado. Neste sentido, o monitoramento da vegetação sujeita ao plano de manejo é um fator essencial para a atividade de manejo florestal (Scolforo et al., 2010).

Coelho et al. (2008), realizaram uma análise de 42 planos de manejo florestal autorizados em áreas de floresta estacional semidecidual em Minas Gerais. Já na análise documental prévia, todos os planos de manejo foram reprovados. Ao analisarem os planos de manejo tecnicamente, com relação ao nível de exploração florestal, todos eles também foram reprovados por terem ultrapassado o limite máximo de remoção de área basal. Ainda de acordo com a análise dos autores, em nenhum dos planos de manejo avaliados, itens importantes para que eles fossem aprovados e executados de forma correta, foram plenamente atendidos. Este trabalho nos fornece uma radiografia preocupante do que acontece em um Estado no qual, supostamente, a legislação relacionada ao manejo florestal no Cerrado é mais avançada.

Informações importantes como ciclo de corte e diâmetro mínimo de exploração de árvores das diferentes fitofisionomias do Cerrado são muito poucas e desconhecidas na literatura. De acordo com Coelho (2006), o ciclo de corte de 12 anos previsto na legislação mineira (Resolução SEMAD/IEF nº 1905/2013) (Minas Gerais, 2013), se mostra incompatível com o crescimento do estoque remanescente para áreas de Floresta Estacional. Entretanto, Scolforo et al. (2010) recomendam ciclos de corte de 10 anos para estas formações.

Por outro lado, já existe um consenso que para garantir ciclos de corte em intervalos menores de tempo, é necessário aplicar tratamentos silviculturais adequados à floresta explorada. Os tratamentos silviculturais são cruciais para a atividade de manejo, pois têm por finalidade manter um ritmo acelerado de crescimento das espécies de interesse presentes no estoque de regeneração, crescimento e exploração (Scolforo et al. 2010). Comprovadamente, os tratamentos silviculturais apresentam resultados bastante satisfatórios, sobretudo com relação a diminuição do ciclo de corte, por isso são aplicados em áreas sob regime de manejo (Maitre, 1991; De Graaf, 1986; Venturoli et al., 2015).

Oliveira et al. (2005), abordaram a influência da extração de madeira e de diferentes intensidades de desbaste, com o objetivo de aumentar a riqueza de espécies de valor comercial. Ao final da pesquisa, observaram em todos os tratamentos o aumento do número de espécies, com exceção da testemunha.

Cardoso Júnior et al. (2014) avaliaram o efeito de tratamentos silviculturais no incremento diamétrico de *Platonia insignis* (bacurizeiro), e observaram efeitos positivos dos tratamentos aplicados no aumento em diâmetro dos indivíduos desta espécie. Entretanto, Vatrás et al. (2012) observaram que os tratamentos silviculturais aplicados não promoveram diferenças significativas no crescimento de *Laetia procera* (pau-jacaré), no período avaliado. O mesmo ocorreu com a população de *Chrysophyllum lucentifolium* (goiabão) que não foi influenciada no crescimento diamétrico anual no período de quatro anos de estudo (Taffarel et al., 2014). É possível observar que nem todas as espécies respondem da mesma forma aos tratamentos silviculturais aplicados, ou seja, as espécies possuem um padrão de crescimento individual diferente, podendo para uma mesma floresta, responderem de forma positiva, negativa, ou até mesmo serem indiferentes aos tratamentos aplicados.

Outro aspecto importante a ser considerado além da aplicação dos tratamentos silviculturais é o nível de intervenção que se aplica a floresta, pode causar menor ou maior impacto na diversidade florística, podendo comprometer a sustentabilidade dos planos de manejo, além de estar diretamente relacionado a duração do ciclo de corte. Portanto, é importante conhecer o nível de intervenção que minimize o impacto da exploração num dado ciclo de corte de acordo com Scolforo et al. (2010).

Em estudo em área de Cerrado sentido restrito em Lavras-MG, foram implantados seis tratamentos, retirada de 50, 70, 80, 90 e 100% da área basal total, mais a testemunha (Scolforo et al., 2008). Os autores verificaram que, após 18 anos da implantação dos tratamentos, com base no número de árvores, o ciclo de corte para os tratamentos com 70% e 100% de remoção deve ser de 18 anos e, para os tratamentos com remoção de 50%, 80% e 90%, deve ser de 12 anos. Deste modo, observa-se que quanto maior o grau de intervenção, mais tempo a floresta demora para se recuperar, e conseqüentemente maior o ciclo de corte. Scolforo et al. (2008) constataram que a vegetação do Cerrado tem potencial para sofrer intervenção, principalmente se os princípios que norteiam o manejo florestal forem adotados na elaboração dos planos de manejo florestal sustentável.

2.6 MODELAGEM DO CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DE FLORESTAS INEQUIÂNEAS

Modelos de crescimento possuem muitas aplicações importantes que incluem a habilidade de prever colheitas futuras, explorar opções silviculturais, determinar rendimento sustentável de madeira, e examinar impactos do manejo e da colheita na floresta (Vanclay, 1994). Ao tratar de modelagem do crescimento e produção de florestas inequiâneas, conceitos de estudos de dinâmica de populações, mortalidade, sobrevivência, recrutamento e crescimento das árvores devem ser considerados de acordo com Scolforo (2006):

- Estudos de dinâmica de populações – compreendem o monitoramento das mudanças que ocorrem ao longo do tempo nas populações de espécies arbóreas em termos de distribuição e dinâmica. Estes estudos têm como subsídio as taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento;
- Mortalidade e sobrevivência – constituem, juntamente com a reprodução, um ponto de partida para a maioria dos estudos em dinâmica de populações. A mortalidade refere-se ao número de indivíduos que morreram em um determinado período, pode ser expressa na forma de taxas ou mortes por unidade de tempo e a sobrevivência à proporção de sobreviventes em relação a um número inicial de indivíduos;
- Recrutamento – é a admissão de um indivíduo na comunidade. A admissão, no caso de árvores, se dá quando elas ultrapassam a dimensão mínima estabelecida para a inclusão no intervalo entre dois tempos.
- Crescimento das árvores – é o aumento das dimensões de uma ou mais árvores, em determinado intervalo de tempo, podendo ser crescimento em diâmetro, altura, área basal, volume, biomassa, dentre outros. Taxas de crescimento são altamente variáveis entre espécies, indivíduos, habitats.

Em florestas naturais, a mortalidade e o recrutamento são aspectos importantes na dinâmica da comunidade, e podem ter influência considerável no rendimento em volume de madeira (Vanclay, 1994). Os modelos de crescimento e produção podem ser classificados de acordo com o nível de detalhe que eles fornecem, sendo assim divididos em três categorias: (1) modelos de povoamento total, (2) modelos de distribuição por classe de tamanho e (3) modelos de árvores individuais (Daniels & Burkhart, 1988; Vanclay, 1994).

Nos modelos de povoamento total são utilizados parâmetros de populações (número de indivíduos por unidade de área), área basal e volume total, para prever o

crescimento ou o rendimento da floresta, portanto, não são utilizados dados detalhados de árvores individuais (Vanclay, 1994).

Os modelos de classe de tamanho ou classe diamétrica são muito utilizados para modelagem do crescimento e da produção em florestas equiâneas e inequiâneas, principalmente por serem relativamente simples e computacionalmente eficientes. Nestes modelos, as informações são geradas com detalhamento que permite sua aplicação eficiente no manejo florestal. Estes modelos se baseiam na probabilidade da distribuição, isso possibilita a descrição das alterações na estrutura do povoamento (número de árvores por classe de diâmetro), das relações hipsométricas e das taxas de mortalidade. Estas características podem ser analisadas de forma simultânea ao longo do período avaliado. Os modelos de classe diamétrica incluem as tabelas de produção ou povoamento, as matrizes de transição e os modelos de “cohort” (Vanclay, 1994).

Quando a abordagem exige mais detalhamento, são utilizados os chamados modelos de árvores individuais, que utilizam informações da árvore como a unidade básica para modelagem. Esses modelos requerem, minimamente, uma lista especificando informações, como tamanho de cada árvore da comunidade. Dados de posição espacial, altura e classe de copa também podem ser requeridos dependendo do modelo. Em modelos de árvores individuais e por classe de tamanho, os componentes usualmente identificados são incremento em diâmetro ou área basal, mortalidade e recrutamento (Vanclay, 1994).

2.7 MATRIZ DE TRANSIÇÃO

Segundo Vanclay (1994), matriz de transição é uma extensão lógica e formal do método de projeção de tabelas de povoamento. Ela admite a razão de movimentação e outros detalhes sumarizados em uma matriz, de modo que as projeções de crescimento possam ser feitas em uma única multiplicação de matrizes. Parte do pressuposto que uma árvore, em uma determinada classe diamétrica, tem a probabilidade de se deslocar para a classe seguinte.

Existem basicamente três diferentes abordagens de matriz de transição, são elas, Cadeia de Markov, matrizes de Usher e Leslie. Leslie (1945, 1948) foi o pioneiro no uso destas matrizes para projeções de populações de animais, nas quais as classes eram representadas por idades. Ela é usada na ecologia para modelar as mudanças numa população durante um período de tempo. No modelo de Leslie, a população é dividida em

grupos de classes etárias ou estágios vitais. A cada passo temporal a população é representada com um elemento para cada classe etária, na qual cada elemento indica o número de indivíduos atualmente naquela classe (Burkhart & Tomé, 2012; Vanclay, 1994).

Em se tratando de prognose da distribuição diamétrica em florestas envolvendo matrizes, vários trabalhos clássicos foram desenvolvidos (Leslie, 1945, 1948; Usher, 1966, 1969, 1979, 1981; Waggoner & Stephens, 1970; Vanclay, 1989). Estes trabalhos definiram bases importantes para os modelos de matrizes de transição utilizados para prever populações futuras de plantas. No Brasil, os primeiros trabalhos abordando matrizes de transição e florestas naturais começaram com Higuchi (1987); Silva (1989); Higuchi & Vieira (1990); Sanquetta et al. (1996). Os estudos mais atuais foram desenvolvidos na Amazônia (Vasconcelos et al., 2009; Souza et al., 2014; Teixeira et al. 2014), na Mata Atlântica (Lana et al., 2015) e, no Cerrado (Roitman & Vanclay, 2015). Embora nem todos estes trabalhos estejam diretamente relacionados ao manejo florestal, todos eles fornecem bases metodológicas e ecológicas fundamentais para o manejo na região tropical.

Resultados de pesquisas recentes desenvolvidas no Cerrado demonstraram que o Bioma apresenta grande potencial para o manejo florestal, principalmente em se tratando das florestas estacionais que nele ocorrem (Venturoli et al. 2008; 2010; 2012; Scolforo et al., 2010). Neste sentido, a matriz de transição pode ser importante ferramenta para prognosticar a distribuição diamétrica destas florestas, orientando as ações de manejo florestal.

2.8 CADEIA DE MARKOV

O nome cadeia de Markov foi dado em homenagem ao matemático russo Andrei Andreyevich Markov (1856-1922). Dentre as diferentes abordagens das matrizes de transição, a cadeia de Markov é a mais empregada. Em ecologia vem sendo utilizada com sucesso para descrição futura da dinâmica de comunidades arbóreas em florestas tropicais em estado natural (Menon et al., 2010; Souza et al., 2014; Roitman & Vanclay, 2015; Teixeira et al., 2014), e como ferramenta auxiliar na avaliação de tratamentos silviculturais, bem como na seleção de qual caminho tomar a respeito de regimes específicos de manejo florestal (Mendonza & Setyarso, 1986; Sanquetta et al., 1996; Freckleton et al., 2003; Azevedo et al., 2007; Vasconcelos et al., 2009).

A cadeia de Markov foi utilizada por Souza et al. (2014) para projetar a distribuição diamétrica futura e estoque de carbono de uma floresta submetida à exploração

seletiva em Manaus/AM. Os autores concluíram que a cadeia de Markov é um instrumento válido para projetar a distribuição diamétrica da floresta sob exploração. Vasconcelos et al. (2009) utilizaram a cadeia de Markov para projetar a distribuição diamétrica de uma floresta explorada seletivamente na Amazônia, e concluíram que o método pode fornecer grande contribuição para o manejo de florestas tropicais, pois auxilia a determinação de ciclo de corte e mostra tendências futuras para o comportamento da floresta. Esses trabalhos são alguns dos poucos que utilizaram a cadeia de Markov para projetar a distribuição de diâmetros em povoamentos naturais inequidistantes submetidos a vários níveis de interferências.

Ressalta-se que o desempenho dos modelos markovianos é condicionado a duas premissas básicas, a markoviana e a estacionária. Na premissa estacionária estes modelos assumem que as probabilidades de transição entre as classes diamétricas não mudam ao longo das projeções realizadas, ou seja, considera que, apesar de mudanças em sua estrutura, a floresta continuará, no futuro, a apresentar o mesmo crescimento que aquele detectado na ocasião da avaliação das parcelas permanentes (Burkhardt & Tomé, 2012; Scolforo, 2006; Vanclay, 1994).

Já a premissa markoviana (memória markoviana) condiciona que a probabilidade de ocorrer um estado futuro, por exemplo, a mortalidade em determinada classe diamétrica, está condicionada unicamente pelo estado imediatamente anterior, não dependendo da história mais remota da comunidade, ou sofrendo efeito de qualquer característica passada da floresta. Assim, os estados anteriores possuem pouca importância para a predição dos estados seguintes, desde que o atual estado seja conhecido (Burkhardt & Tomé, 2012; Scolforo, 2006; Vanclay, 1994). Isso representa uma limitação do ponto de vista da prognose da produção ou do crescimento, pois, conforme a área basal da população aumenta, não é possível reduzir as taxas de crescimento desta população ao longo das projeções (Pulz et al., 1999; Akshay et al., 2015).

Considerando um sistema hipotético S , com n estados S_1, S_2, \dots, S_n . Se o sistema se inicia em S_i , então, em um único intervalo de tempo ele tem a probabilidade P_{ij} de se mover para o estado S_j . Sabendo que P_{ij} depende somente do estado atual S_i , e não de quaisquer eventos históricos passados, estas probabilidades podem ser expressas em uma matriz quadrada (P) de $n \times n$ elementos, na qual a soma das probabilidades de cada coluna ($p_{11} + p_{21} + \dots + p_{n1}$) deve ser igual a 1 (um) (De Groot, 1989; Vanclay, 1994). Segue a representação da matriz (Equação 2.4).

$$P = \begin{bmatrix} p_{11} & p_{12} & p_{13} & \dots & p_{1n} \\ p_{21} & p_{22} & p_{23} & \dots & p_{2n} \\ \vdots & \vdots & & \ddots & \\ p_{n1} & p_{n2} & p_{n3} & \dots & p_{ji} \\ m & m & m & \dots & m_{ij} \end{bmatrix} \quad (\text{Equação 2.4})$$

No caso de florestas naturais, os modelos markovianos assumem que uma árvore que se encontra em uma determinada classe de diâmetro (ou seja, em um determinado estado, S_1 , por exemplo), em um único intervalo de tempo, tem a probabilidade de migrar para outra classe (por exemplo, S_j). Ao longo de um intervalo de tempo, uma árvore, caso não se desenvolva, irá permanecer na mesma classe (p_{11} , p_{22} ou p_{nn}), mas se mantiver seu desenvolvimento, irá migrar para as próximas classes de diâmetro (p_{n1} ou p_{n2}), e depois de atingir a senescência, irá eventualmente morrer (m). A migração entre estas classes (recrutamento, permanência na classe de diâmetro e mortalidade), ocorrem a um certo nível de probabilidade (Vanclay 1994; Scolforo, 2006; Souza & Soares, 2013).

De modo geral, a probabilidade de uma árvore se manter em determinada classe, ou migrar para a próxima classe de diâmetro, é dependente do intervalo de tempo entre as medições. As árvores têm maior probabilidade em se manter em determinada classe quando curtos intervalos de tempo são considerados na avaliação (Vasconcelos et al. 2009; Roitman & Vanclay, 2015). Ou seja, quanto menor o intervalo considerado, maior probabilidade de permanência e menor a probabilidade de transição da classe diamétrica a árvore terá. Esta probabilidade de permanência é conhecida como razão de permanência na classe diamétrica.

Nas aplicações em florestas, a cadeia de Markov possui dois tipos de estágios, os transitórios e os absorventes. Os estados transitórios possuem uma duração finita; diâmetros de classes representam estados transitórios porque todas as árvores vão eventualmente crescer para a classe seguinte, morrer ou serem colhidas. A mortalidade e a colheita podem ser consideradas estados absorventes já que as árvores que entraram nesta classe, não a deixam (Burkhardt & Tomé, 2012).

Quando a probabilidade de transição de uma classe diamétrica para a classe seguinte é igual a zero e a probabilidade de mortalidade também é igual a zero,

consequentemente, a probabilidade de as árvores permanecerem na mesma classe diamétrica é igual a 1 (um), também se tem o chamado estado absorvente, conforme descrito por Scolforo (2006). Ele é caracterizado por não ocorrer a passagem de árvores para as próximas classes diamétricas, as prognoses das frequências das classes de diâmetro anteriores não podem ultrapassar a classe que apresenta estado absorvente, ocorrendo um acréscimo constante de árvores nesta classe conforme vão sendo realizadas as prognoses. De acordo com os autores, a ocorrência deste estado compromete as prognoses das frequências da floresta.

2.9 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALENCAR, A.; NEPSTAD, N.; MCGRATH, D.; MOUTINHO, P.; PACHECO, P.; DIAZ, M. D. C. V.; SOARES FILHO, B. **Desmatamento na Amazônia: indo além da emergência crônica**. Manaus, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (Ipam), 2004, 89 p.

AKSHAY, S.; ANTONOPOULOS, T.; OUAKNINE, J.; WORRELL, J. Reachability problems for Markov chains. **Information Processing Letters**, 155–158. 2015.

ANDAHUR J. P. 2001. **Florestas e questões de gestão ambiental na bacia do rio Paranã**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 71 p.

APPOLINARIO, V.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista brasileira de botânica**. vol. 28, n.2, 347-360. 2005. ISSN 1806-9959.

AZEVEDO, C.P.; SANQUETTA, C.R.; SILVA, J.N.M.; MACHADO, S.A.; SOUZA, C.R.; OLIVEIRA, M.M. Predição da distribuição diamétrica de uma floresta manejada experimentalmente através de um Sistema de Equações Diferenciais. **Acta Amazônica**. vol. 37(4): 521 – 532, 2007.

BAKER, T. R.; BURSLEM, D. F. R. P.; SWAINE, M. D. Associations between tree growth, soil fertility and water availability at local and regional scale in Ghanaian tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.19, n.2, p.109-125, 2003.

BOMFIM, S. L. **Viabilidade econômica-financeira de extração sustentada de múltiplos produtos em floresta estacional semidecídua secundária na microrregião do entorno de Brasília**. Dissertação de mestrado em Ciências Florestais. Publicação PPGEEFL.DM 148/2010. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília-DF, 169 p. 2010.

BRAGA, F. M. S.; REZENDE, A. V. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do catetinho, Brasília-DF. **Revista Cerne**, vol. 13(2), 138-148. Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG. 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis-IBAMA. Portaria nº 113, de 29 de dezembro de 1995.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis- IBAMA. Portaria Interinstitucional nº 1, de 04 de junho de 1996. 1996.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. Resolução CONAMA nº 294 de 12 de dezembro de 2001. 2001.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis-IBAMA. Instrução Normativa nº 4, de 4 de março de 2002 - 1ª parte- Dispõe sobre Manejo Florestal Sustentável de Uso Múltiplo na Amazônia Legal. 2002.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis-IBAMA. Instrução Normativa nº 07, de 22 de agosto de 2003. 2003.

BRASIL. Casa Civil. Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006. 2006a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis-IBAMA. Instrução Normativa nº 5/IBAMA, de 11 de dezembro de 2006. 2006b.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis-IBAMA. Instrução Normativa nº 93/IBAMA, de 03 de março de 2006. 2006c.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 406/CONAMA, de 02 de fevereiro de 2009. 2009a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 1 de 25 de julho de 2009. 2009b.

BRASIL. Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrário-INCRA. Instrução Normativa nº 65/INCRA, de 28 de dezembro de 2010. 2010.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa nº 09, de 25 de agosto de 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 12.651, de 2012. Institui o novo Código Florestal Brasileiro. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, 2012.

BURKHART, H.; TOMÉ, M. Chapter 15 - Growth and Yield Models for Uneven-Aged Stands, in: **Modelling Forest Trees and Stands**. Dordrecht: Springer Science+Business Media, 457p. 2012. DOI 10.1007/978-90-481-3170-9.

CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, E.; BUSATO, L. C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**. vol. 34, nº 5. Viçosa set./out. 2010. ISSN 0100-6762.

CARDOSO JÚNIOR, R. C.; FERREIRA, M. S. G.; JARDIM, F. C. S.; SILVA, M. F. F.; ESQUERDO, L. N. Tratamento silvicultural e incremento diamétrico de *Platonia insignis* Mart. (Clusiaceae) "bacurizeiro" em duas florestas secundárias em Bragança, PA, Brasil. **Revista Árvore**. vol. 38, nº 5, 889-898. ISSN 0100-6762. 2014.

CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. **Acta Botânica Brasílica**, v.25, n.1, p. 203-214. 2011.

CARVALHO, J. C.; CAVALCANTI, H. C.; MENDES, A. N. G.; SCOLFORO, J. R. Apresentação do Inventário Florestal de Minas Gerais. In: SCOLFORO, J. R. S.; OLIVEIRA, A. D., ACERBI JR., F. W. (Editores). **Inventário Florestal de Minas Gerais: Equações de Volume, Peso de Matéria Seca e Carbono para Diferentes Fisionomias da Flora Nativa**. Lavras: Editora UFLA, 2008. 216 p.

CASTRO, T. D.; CARVALHO, J. O. P. Dinâmica da população de *Manilkara huberi* (DUCKE) A. Chev. durante 26 anos após a exploração florestal em uma área de terra firme na Amazônia brasileira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 1, p. 161-169, jan.-mar., 2014. ISSN 0103-9954.

COELHO, D. J. S. Banco de dados dos planos de manejo florestal do Estado de Minas Gerais. Relatório. Viçosa: CPMF-IEF. 30p. 2000.

COELHO, D. J. S. **Diagnóstico de planos de manejo florestal em áreas de florestas estacionais semidecíduais no estado de Minas Gerais**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2006. 237p.

COELHO, D. J. S.; SILVA, A. G. L.; SOARES, C. P. B.; OLIVEIRA, M. L. R.; FREITAS, J. R. V. Análise documental e de consistência técnica de planos de manejo florestal em áreas de formações florestais, no Estado de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, nº 1, 69-80, 2008.

CONDIT, R. Research in large, long-term tropical forest plots. **Tree**, v. 10, nº 01, p. 18-22, 1995.

CONDIT, R.; ASHTON, P. S.; MANOKARAN, N.; LAFRANKIE, J. V.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Dynamics of the forest communities at Pasoh and Barro Colorado: comparing two 50 ha plots. **Proceedings of the Royal Society of London**, 354, 1739-1748. 1999.

CORRIÀ-AINSLIE, R.; CAMARERO, J. J.; TOLEDO, M. Environmental heterogeneity and dispersal processes influence post-logging seedling establishment in a Chiquitano dry tropical Forest. **Forest Ecology and Management**. v. 349, p. 122-133. 2015.

DANIELS, R.F.; BURKHART H. E.; 1988. An integrated system of forest stand models. **Forest Ecology and Management**, 23: 159-77.

D'OLIVEIRA, M. V. N.; BRAZ, E. M. Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental. **Acta Amazônica**, Vol. 36(2) 2006: 177-182.

DE GRAAF, N. R. Silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname. Wageningen: Agricultural University, 1986. 250 p.

DE GROOT, M. H. Probability and statistics. Califórnia: Addeson – Wesley Publishing, 1989. 723p.

DUNN, C. J.; BALEY, J. D. Modeling the direct effects of salvage logging on long-term temporal fuel dynamics in dry-mixed conifer forests. **Forest Ecology and Management**, nº 341. 9-109. 2015.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. ed. - Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.: il. ISBN 85-85864-19-2.

FAO-Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Global Forest Resources Assessment 2015**: Desk Reference. Rome, 246 p. 2015. ISBN 978-92-5-108826-5.

FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. Manual para monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal. Brasília: Universidade de Brasília, 2005. 60 p

FIGUEIREDO, M. A. P.; SOUZA, A. L.; MEIRA NETO, J. A. A.; SILVA, A. F.; FIGUEIREDO, F. H. A. Alteração estrutural de uma área de cerrado explorada sob regime de manejo no município de João Pinheiro, Minas Gerais-Brasil. **Rev. Árvore**, Viçosa-MG, v.34, nº 3, p.521-528, 2010.

FRECKLETON, R. P.; MATOS, D. M. S.; BOVI, M. L. A.; WATKINSON, R. A. Predicting the impacts of harvesting using structured population models: the importance of density-dependence and timing of harvest for a tropical palm tree. *Journal of Applied Ecology*, 2003, nº40, 846–858.

GALINKIN, M. (ed.). Geogoiás 2002. Goiânia: Agência Ambiental de Goiás, 239 p. 2003.

GANDOLFI, S. Regimes de luz em florestas estacionais semidecíduas e suas possíveis conseqüências. In: CLAUDINO-SALES, V. (Org.). **Ecossistemas Brasileiros**: manejo e conservação. Fortaleza. **Expressão Gráfica**. 2003. 392p;

GILLESPIE, T.; LIPKIN, B.; SULLIVAN, L.; BENOWITZ, D.; PAU, S.; KEPPEL, G. The rarest and least protected forests in biodiversity hotspots. *Biodivers Conserv.* doi:10.1007/s10531-012-0384-1. 2012.

GOIÁS (1996). Fundação Estadual do Meio Ambiente de Goiás – FEMAGO. Portaria nº 134/1996.

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

GUILHERME, F. A. G. OLIVEIRA-FILHO, A. T., APPOLINÁRIO, V.; BEARZOTI, E. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology** 174: 19-36, 2004.

HARTSHORN, G. **An overview of neotropical forest dynamics**. In: GENTRY, A.H. (Ed). Four neotropical forests (in press). Yale University, New Haven. pp. 585-599. 1990.

HIGUCHI, N. Short-term growth of an undisturbed tropical moist forest in the Brazilian Amazon. Doctor of Philosophy's Thesis, Michigan State University, Michigan. 129p. 1987.

HIGUCHI, N.; VIEIRA, G. Manejo sustentado da floresta tropical úmida de terra firme na região de Manaus: um projeto de pesquisa do INPA. In: **Congresso Florestal Brasileiro**, 6 Anais... Campos do Jordão, S.B.S/S.B.E.F., 11: 34-37. 1990.

HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SILVA, A. C.; MACHADO, E. L. M.; SANTOS, R. M.; PIFANO, D. S. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v., nº 32, p.417-426. 2008a.

HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BEBBER, D. P.; BROWN, N. D.; SILVA, A. C.; MACHADO, E. L. M. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology** 199:125-135. DOI 10.1007/ s11258-008-9418-x. 2008b.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Manejo Florestal Sustentável, 2016. Disponível em: < <http://www.ibama.gov.br/areas-tematicas/manejo-florestal-sustentavel>. Acesso em: 26/06/2016.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª Ed. revisada e ampliada. Manuais técnicos em geociências, nº 1. Rio de Janeiro, 2012. 271p.

IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R.R. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. **Acta Amazônica**. v.38, no.3, 2008.

JANZEN, D. H. **Tropical dry forest: the most endangered major tropical ecosystem**. Pages 130-137. in Wilson, E. O. ed. Biodiversity. National Academy Press, Washington, DC, USA. 1988.

KUNZ, S.H.; MARTINS, S.V.; IVANAUSKAS, N.M.; STEFANELLO, D.; SILVA, E. Fitossociologia de uma área de floresta estacional perenifólia na fazenda Amoreiras, Querência, MT. **Revista Árvore** v.34 no.4 Viçosa, 2010.

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

LANA, M. D.; PÉLLICO NETTO, S.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R.; EBLING, A. A. Prognose da Estrutura Diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta e Ambiente**. 22(1):71-78. 2015.

LEE, D. W. Canopy dynamics and light climates in a tropical moist deciduous forest in India. **Journal Tropical Ecology** 5: 65-79. 1989.

LESLIE, P. H. On the use of matrices in certain population mathematics. **Biometrika** 17 33(3):183-212. 18. 1945.

LESLIE, P.H. Some further notes on the use of matrices in population mathematics. **Biometrika** 35:213-245. 1948.

LÉVESQUE, M.; MCLAREN, K. P.; MCDONALD, M. A. Recovery and dynamics of a primary tropical dry forest in Jamaica, 10 years after human disturbance. **Forest Ecology and Management**, 262. 817-826. 2011.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; BAKER, T. R.; BROWN, S. B.; GRAHAM, A. D.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D. H.; LAURANCE, W. L.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; VARGAS, P. N.; SONKÉ, B.; SUPARDI, M. N., N.; TERBORGH, J. H.; MARTÍNEZ, R. V. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**. n° 92, 929-944. 2004a.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.; LLOYD, J.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W. F.; NEILL, D. A.; SILVA, J. N. M.; TERBORGH, J.; LEZAMA, A. T.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R.; BROWN, S.; CHAVE, J.; KUEBLER, C.; NÚÑEZ VARGAS, P.; VINCETI, B. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American longterm plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B-Biological Sciences*. 359: 421-436. 2004b.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology*, v.3, Issue 04 (**Special Symposium Issue: The Dynamics of Tree Populations in Tropical Forest**) p.347-358, 1987.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta botânica brasílica** 24(1): 250-261. 2010.

MAITRE, H. F. Silvicultural interventions and their effects on forest dynamics and production in some rain forests of cote d'ivoire. In: Pompagómez, A.; Whitmore, T. C.; Hadley, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCOP, v.6. 383-392. 1991.

MENON, M. U.; FIGUEIREDO FILHO, A.; WATZLAWICK, L. F. Matriz de transição para predição da distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista na flona de Irati (PR). **Ambiência** Guarapuava (PR) v.6 n° 2 p.271-280. maio/ago. ISSN 1808 – 0251. 2010.

MENDOZA, G.A.; SETYARSO, A. Transition matrix forest growth model for evaluating alternative harvesting schemes in Indonesia. **Forest Ecology and Management**, 15: 219-228, 1986.

MEWS, H. A, MARIMON, B. S.; PINTO, J. R. R.; SILVÉRIO, D. V. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em floresta estacional semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**. vol.25, n.4, 845-857. 2011.

MEYER, P. B.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; BOTEZELLI, L.; FONTES, M. A. L.; GARCIA, P. O.; SANTOS, R. M. Dinâmica estrutural em um fragmento de floresta estacional semidecidualifólia em Lavras, MG, Brasil. **Revista Cerne**. v. 21 n° 2. 259-265. DOI: 10.1590/01047760201521021711. 2015.

MILES, L.; NEWTON, A.; DEFRIES, R.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPO, V.; GORDON, J. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography** 33, 491-505. 2006.

MINAS GERAIS. Resolução conjunta SEMAD/IEF n° 1905, de 12 de agosto de 2013.

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review Ecology, Evolution, and Systematics**. 17, 89-96. 1986.

NASCIMENTO, A. R. T.; FELFILI, J. M.; MEIRELLES, E. M. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de floresta estacional decidual de encosta, município de Monte Alegre, GO, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, v.18, nº 3, 663-674, 2004.

OLIVEIRA, A. P.; SCHIAVINI, I.; VALE, V. S.; LOPES, S. F.; ARANTES, C. S.; GUSSON, A. E.; JUNIOR, J. A. P.; DIAS-NETO, O. C. Mortality, recruitment and growth of the tree communities in three forest formations at the Panga Ecological Station over ten years (1997-2007). *Acta Botânica Brasílica*, 28(2): 234-248. 2014.

OLIVEIRA, L. C.; COUTO, H. T. Z.; SILVA, J. M. N.; CARVALHO, J. O. P. Efeito da exploração de madeira e tratamentos silviculturais na composição florística e diversidade de espécies em uma área de 136 ha na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará. *Scientia forestalis*. nº 69, 62-76, dez. 2005.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; JARENKOW, J. A.; RODAL, M. J. N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Org.). **Neotropical savannas and dry forests: Plant diversity, biogeography and conservation**. Boca Raton: CRC Press, p. 151-184. 2006.

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

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1994-2004). *Rev. bras. Botânica*, v.30, p.149-161. 2007.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (eds.) **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Columbia University Press, New York, cap. 6, 91-120. 2002.

PAIVA, L. V.; ARAÚJO, G. M.; PEDRONI, F. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the “Estação Ecológica do Panga”, municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v.30, n.3, 365-373, jul.-set. 2007.

PEIXOTO, K. S.; SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; RIBEIRO, M. N.; FACURE, K. G.; GOMES-KLEIN, V. L.; GUILHERME, F. A. G. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. *Acta Botânica Brasileira*. v. 26, n.3, 697-708. 2012.

PENNINGTON, T.; LEWIS, G.; RATTER, J. A overview of the plant diversity, biogeography and conservation of neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation. In: Pennington, T; Lewis, G; Ratter, J. (eds) **Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation**. CRC Press, Boca Raton, FL, ISBN: 9780849329876. 484 p. 2006.

- PEREIRA, B. A. S.; VENTUROLI, F.; CARVALHO, F.A. Florestas estacionais no Cerrado: uma visão geral. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 41, n. 3, 446-455, jul./set. 2011.
- PHILLIPS, O. L.; HALL, P.; GENTRY, A. H.; SAWYER, S. A.; VÁSQUEZ, R. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America**, Washington, DC, v. 91, n. 7, 2805-2809, 1994.
- PORTILLO-QUINTERO, C.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. **Biology Conservation**. 143(1):144–155. doi:10.1016/j.biocon.2009.09.020. 2010.
- PORTILLO-QUINTERO, C.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; CALVO-ALVARADO, J.; QUESADA, M.; SANTO, M. M. E. The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water conservation in the neotropics: lessons learned and opportunities for its sustainable management. **Regional Environmental Change** 15:1039-1049. DOI 10.1007/s10113-014-0689-6. 2015.
- PULZ, F.A.; SCOLFORO, J.R.S.; OLIVEIRA, A.D.; MELLO, J.M.; OLIVEIRA FILHO, A.T. Acuracidade de predição da distribuição diamétrica de uma floresta ineqüiana com a matriz de transição. **Cerne**, V.5, N.1, P.001-014, 1999.
- REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SPERA, S. T.; MARTINS E. S. Solos do Bioma do Cerrado: aspectos pedológicos. In: **Cerrado ecologia e flora** (SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina, v.1, p.151-199. 2008.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: **Cerrado ecologia e flora**. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Eds.). Embrapa Cerrados, Planaltina, v.1, p.89-168. 2008.
- ROITMAN, I.; VANCLAY, J. K. Assessing size–class dynamics of a neotropical gallery forest with stationary models. **Ecological Modelling**. 297:118-125. 2015.
- ROSSI, L. M. B.; KOHELER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. Modelagem de mortalidade em florestas naturais. **Floresta**, Curitiba, v. 37, n. 2, p. 275–291 mai/ago. 2007.
- SALAMI, B.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; FERREIRA, T. S.; MARCON, A. K.; BUZZI JÚNIOR, F.; BENTO, M. A. Influência de variáveis ambientais na dinâmica do componente arbóreo em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages, SC. **Sciencia Forestalis**., Piracicaba, v. 42, n. 102, p. 197-207, jun. 2014.
- SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; QUESADA, M., RODRIGUEZ, J. P.; NASSAR, J. M.; STONER, K. E.; CASTILLO, A.; GARVIN, T.; ZENT, E. L.; CALVO-ALVARADO, J. C.; KALACSKA, M. E. R.; FAJARDO, L.; GAMON, J. A.; CUEVAS-REYES, P. Research priorities for neotropical dry forests. **Biotropica**. n°37, v. 04. p. 477-485. 2005a.
- SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; KALACSKA, M.; QUESADA, M.; CALVO-ALVARADO, J.; NASSAR, J; RODRIGUEZ, J. Need for integrated research for a sustainable future in tropical dry forests. **Conservation Biology** 19(2):1-2. 2005b.
- SANTOS, F. A. M.; TAMASHIRO, J. Y.; RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. The dynamics of tree populations in a semideciduous forest at Santa Genebra Reserve, Campinas, SE Brazil. Supplement to Bulletin of the Ecological Society of America (1996

Annual Combined Meeting Ecologists/Biologists as Problem Solvers, Abstracts, Providence, Rhode Island), 77(3): 389. 1996.

SANTOS, K.; KINOSHITA, S. L.; SANTOS, S. A. M. Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. **Biological conservation**. v.135. 268-277. 2007.

SANTOS, R. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; EISENLOHR, P. V.; QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D. B.; RODAL, M. J. N. Identity and relationships of the Arboreal Caatinga among other floristic units of seasonally dry tropical forests (SDTFs) of North-eastern and Central Brazil. **Ecological Evolution** 2:409–428. doi:10.1002/ece3.91. 2012.

SANQUETTA, C. R.; ÂNGELO, H.; BRENA, D. A.; MENDES, J. B. Matriz de transição para simulação da dinâmica de florestas naturais sob diferentes intensidades de corte. **Revista Ciência Florestal**, 6(1): 65-78. 1996.

SCARIOT, A.; SEVILHA, A. C. Diversidade, estrutura e manejo das Florestas Deciduais e as estratégias para a conservação. In: Tópicos Atuais em Botânica (CAVALCANTI, T. B.; WALTER, B. M. T. orgs.). Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia/Sociedade Botânica do Brasil. 183-188. 2000.

SCARIOT, A.; SEVILHA, A. C.; Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais deciduais no Cerrado. SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org). **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. 439p. ISBN 85-87166-81-6.

SCOLFORO, J. R. S. Biometria florestal: modelos de crescimento e produção florestal. Lavras: UFLA/FAEPE, li. – **Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” a Distância: Manejo de Florestas Nativas**. 393 p. 2006.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA, A. D.; RESCK, D. V. S.; BORGES, L. F. R.; SILVA, C. P. C.; OLIVEIRA, M. C.; LONGUINHO, S.; MENDONÇA, A. V. R.; FERRAZ FILHO, A. C. Manejo do cerrado, uma abordagem científica. In: SCOLFORO, J. R.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA, A. D. (Ed.). **Inventário Florestal de Minas Gerais: Cerrado - Florística, Estrutura, Diversidade, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Áreas Aptas para Manejo Florestal**. Lavras: UFLA, 2008. cap. 10, p. 461-568.

SCOLFORO, J. R. S.; MENDONÇA, A. V. R.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA, A. D.; ACERBI JÚNIOR, F. W.; SILVA, C. P. C.; FERRAZ FILHO, A. C.; RESCK, D. V. S. Manejo da floresta decidual, uma abordagem científica. In: MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Inventário Florestal de Minas Gerais: Floresta Estacional Decidual - florística, estrutura, similaridade, distribuição diamétrica e de altura, volumetria, tendências de crescimento e manejo florestal**. Lavras: UFLA, cap. 10, p.229-240. 2010.

SHEIL, D.; MAY, R. Mortality and recruitment rat evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, 84: 91-100. 1996.

SILVA, A. C.; VAN DEN BERG, E.; HIGUCHI, P.; NUNES. M. H. Dinâmica de uma comunidade arbórea após enchente em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.4, 883-893, 2011.

SILVA, J. N. M. The behavior of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging. **Ph. D. Thesis**. University of Oxford. 302 p. 1989.

SILVA, M. R.; ARAÚJO, G. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** [online], vol.23, n.1, p. 49-56. ISSN 1677-941X. 2009.

SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. **Florestas nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Viçosa: Editora UFV, 322 p. 2013.

SOUZA, C. R.; AZEVEDO, C. P.; ROSSI, L. M. B.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N. Projection of diametric distribution and carbon stock of a managed forest in Manaus, AM. **Rev. Floresta**, Curitiba, PR, v. 44, n. 3, p. 525 - 534, jul./set. 2014.

STONER, K. E.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Ecology and regeneration of tropical dry forests in the Americas: Implications for management. **Forest Ecology and Management**. v. 258, 903–906. 2009.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D. Note on the calculation of mortality rates. **Journal of Tropical Ecology** 3:ii-iii. 1987.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio** 75: 81–86. 1988.

TAFFAREL, M.; GOMES, J. M.; CARVALHO, J. O. P.; MELHO, L. O.; FERREIRA, J. E. R. Efeito da silvicultura pós-colheita na população de *Chrysophyllum lucentifolium* Cronquist (Goiabão) em uma floresta de terra firme na amazônia brasileira. **Rev. Árvore** [online]. vol.38, n.6, pp. 1045-1054. ISSN 0100-6762. 2014.

TEIXEIRA, L. M.; CHAMBERS, J. Q.; SILVA, A. R.; LIMA, A. J. N.; CARNEIRO, V. M. C.; SANTOS, J. dos; HIGUCHI, N. Projeção da dinâmica da floresta natural de Terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilística de Markov. **Acta Amazônica**, 37 (3):377-384. 2007. 2014.

TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, 11, 330–333. 1996.

USHER, M. B. A matrix approach to the management of renewable resources, with special reference to selection forests. **Journal Applied Ecology**. 3:355-367. 1966.

USHER, M. B. A matrix model for forest management. **Biometrics** 25(2):309-315. 1969.

USHER, M. B. Markovian approaches to ecological succession. **Journal Animal Ecology** 48 (2 : 413-426. 1979.

USHER, M. B. Modelling ecological succession with particular reference to Markovian models. **Vegetatio** 46-47:11-18. 1981.

VANCLAY, J. **Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests**. CAB International, London, 312 p. 1994.

VANCLAY, J. K. A growth approach for north Queensland rainforests. **Forest Ecology Management**, 27 (3–4), 245-271. 1989.

VASCONCELOS, S. S.; HIGUCHI, N.; OLIVEIRA, M. V. N. Projeção da distribuição diamétrica de uma floresta explorada seletivamente na Amazônia Ocidental. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 39, n. 1, 71-80, 2009.

VATRAZ, S.; CARVALHO, J. O. P.; GOMES, J. M.; TAFFAREL, M.; FERREIRA, J. E. R. Efeitos de tratamentos silviculturais sobre o crescimento de *Laetia procera* (Poepp.) Eichler em Paragominas, PA, Brasil. **Scientia Forestalis**, v.40, n.93, 95-102, 2012.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 123 p.

VENTUROLI, F.; FAGG, C. W.; FELFILI, J. M. F. Crescimento de uma floresta estacional semidecídua secundária sob manejo em relação a fatores ambientais, em Pirenópolis, Goiás. **Revista de Biologia Neotropical**. v. 7, n. 2. 2010.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Mortalidade de árvores em uma floresta estacional semidecidual sob manejo florestal em Pirenópolis, GO. In: IMAÑA-ENCINAS, J.; RIBEIRO, G. S.; SANTANA, O. A. (Ed.). Simpósio de Pós-Graduação em Ciências Florestais, 5. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, 963p. 2008.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Avaliação temporal da regeneração natural em uma Floresta Estacional Semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.3, p.473-483, 2011.

VENTUROLI, F.; FRANCO, A. C.; FAGG, C. W. Tree diameter growth following silvicultural treatments in a semi-deciduous secondary forest in Central Brazil. **Cerne**, Lavras, v. 21, 117-123, 2015.

VENTUROLI, F.; FRANCO, A. C.; FAGG, C. W.; FELFILI, J. M. Regime de luz em uma floresta estacional semidecídua sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. **Revista Árvore**, vol. 36, nº 6. Viçosa, nov./dec. p.1135-1144, 2012.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A., Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, 14, 11-20. (doi:10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x). 2006.

WALTER, B. M. T.; DURIGAN, G.; MUNHOZ, C. B. R.; RIBEIRO, J. F. R. Fitofisionomias do Cerrado: classificação, métodos e amostragens fitossociológicas. In: EISENLOHR, P.V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Org) Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. Volume II. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2015. 474p.

WAGGONER, P. E.; STEPHENS, G. R. Transition probabilities for a forest. **Nature**, 225, 1160-1161, 1970.

WERNECK, M.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology** 174(2): 337-346. 2004.

WHITE, A. S. Disturbance Ecology and Forest Dynamics. **Ecology**, 83, nº 11. 3235-236. 2002.

3 DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA DE UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DOZE ANOS APÓS INTERVENÇÕES SILVICULTURAIS

RESUMO

Esta pesquisa tem por objetivo geral analisar a dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta estacional semidecidual secundária 12 anos após intervenções silviculturais. Os objetivos específicos foram: avaliar como os tratamentos afetaram a dinâmica da comunidade no período de 2003-2015; avaliar o crescimento em diâmetro dos tratamentos silviculturais nos períodos 2003-2007 e 2007-2015 e, analisar a dinâmica das populações mais abundantes. O experimento foi implantado em 2003, na Fazenda Vagafogo, em Pirenópolis, Goiás. A área experimental foi dividida em quatro blocos, e, dentro de cada bloco foram alocadas três parcelas de 25 × 30 m (750 m²) com os seguintes tratamentos: Tratamento 1 - testemunha (T1), sem intervenções; Tratamento 2 - retirada de todas as espécies lenhosas em um raio de um metro em relação às árvores desejáveis (T2); Tratamento 3 - repetiu-se o T2, incorporando a retirada de cipós de grande porte em toda a parcela (T3). Dentro das parcelas, nos anos de 2003, 2007 e 2015, foram tomadas medidas de todos os indivíduos com DAP > 3 cm. A dinâmica da comunidade, considerando o período de 2003 a 2015, foi descrita por meio das taxas de mortalidade, recrutamento, ganho e perda em área basal, taxa de mudança líquida para número de indivíduos e área basal, além das taxas de crescimento, Incremento Periódico Anual (IPA) e mortalidade nos períodos de 2003-2007 e 2007-2015. Houve forte desbalanço a favor do recrutamento para todos os tratamentos, principalmente para T1, indicando que a comunidade está em fase de construção pós-distúrbio. Ao se analisar o incremento em área basal das árvores sobreviventes durante o período de 2003 a 2015, o T2 e T3 foram os tratamentos nos quais as árvores sobreviventes mais cresceram. A retirada das árvores competidoras (T2) e principalmente sua associação com a remoção dos cipós de grande porte da parcela (T3) favoreceu o aumento da área basal dos indivíduos remanescentes. Com base na análise das taxas de crescimento e dos IPA entre os períodos 2003-2007 e 2007-2015, é possível concluir que os tratamentos silviculturais perderam o efeito, pois as taxas caíram consideravelmente no segundo período em relação ao primeiro, principalmente para os tratamentos T2 e T3. A ausência de manutenção nos T2 e T3, no segundo período de observação, favoreceu o crescimento dos cipós e prejudicou o crescimento das árvores sobreviventes.

Palavras chave: tratamentos silviculturais, manejo florestal, remoção de cipós.

ABSTRACT

TREES DYNAMICS IN A SEMIDECIDUOUS SEASONAL FOREST TWELVE YEARS AFTER SILVICULTURAL INTERVENTIONS

This study had as objective to analyze trees community dynamics in a Semi deciduous seasonal secondary forest twelve years after silvicultural interventions. The main objectives

were: to evaluate how treatments affected the community dynamic during the period that ranges from 2003 to 2015; to evaluate growth diameter from silvicultural treatments in the periods 2003-2007 and 2007-2015 and, to analyze the dynamics from the more abundant populations. The experiment was carried out in 2003, in Fazenda VagaFogo, Pirenópolis, Goiás. Experimental area was divided in four blocks, and, inside each one, three plots were allocated ($25 \times 30 \text{ m} = 750 \text{ m}^2$), with the following treatments: Treatment 1 – control (T1), without interventions; Treatment 2 – all woody species were removed at a distance of one meter, considering the wanted trees (T2); Treatment 3 – T2 was repeated, joining to large lianas removal all over the plot (T3). Inside the plots, in 2003, 2007 and 2015, all the individuals ($\text{DBH} > 3 \text{ cm}$) were measured. The community dynamics, considering the period ranging from 2003 to 2015, was described according to mortality taxes, recruitment, basal area gain and loss, net change rate to the number of individuals and basal area, besides growth taxes and annual periodic increment (API) between 2003-2007 and 2007-2015. There was a strong swing in favor of recruitment in all treatments, mainly for T1, indicating that the community is in a constructive phase after the disturbance. When analyzing basal area increment from surviving trees, during the period ranging from 2003 to 2015, treatments T2 and T3 were the treatments that the surviving trees showed higher growth. The removal of competitors trees (T2) and mainly its association with lianas removal (T3) favored basal area increase from the remaining individuals. Based on growth taxes and API between the periods 2003-2007 and 2007-2015, it is possible to conclude that silvicultural treatments lost its effect, because taxes drop considerably in the second period compared to the first one, mainly for T2 and T3. Lack of maintenance in T2 and T3, in the second observation period, favored lianas growth and harmed the growth for the survival trees.

Key-words: silvicultural treatments, forest management, lianas removal.

3.1 INTRODUÇÃO

A utilização de tratamentos silviculturais com a finalidade de promover maior incremento em diâmetro das árvores desejáveis, sem prejudicar a floresta remanescente, representa um instrumento importante para a sustentabilidade no manejo florestal. Estudos realizados em florestas estacionais demonstram que as intervenções silviculturais comprovadamente promovem o crescimento em diâmetro das árvores remanescentes (Venturoli et al., 2015).

Embora seja possível identificar na literatura contribuições importantes para as florestas estacionais (Machado & Oliveira Filho, 2010; Werneck & Franceschinelli, 2004; Carvalho & Felfili, 2011; Corrià-Ainslie et al., 2015; Meyer et al., 2015), a dinâmica da floresta associada a intervenções de manejo no longo prazo ainda é pouco documentada. Em um nível mais prático, estas informações subsidiariam ações importantes para a gestão

e manutenção de florestas manejadas, o que transforma o estudo da dinâmica em ecossistemas florestais em uma ferramenta poderosa para o manejo das florestas estacionais.

O presente estudo apresenta uma análise do comportamento da dinâmica da comunidade e das populações mais abundantes nela presentes. Neste sentido, este trabalho tem por objetivo geral analisar os aspectos da dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta estacional semidecidual secundária 12 anos após intervenções silviculturais.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Características gerais da área

3.2.1.1 Localização e histórico

O município de Pirenópolis está localizado na região central do Estado de Goiás, no extremo oeste da microrregião “Entorno de Brasília” (Figura 3.1) (Brasil, 1990). A Fazenda Vagafogo está localizada a aproximadamente 6,2 km ao noroeste do centro de Pirenópolis.

3.2.1.2 Vegetação

A região de Pirenópolis compreende uma área de contato Savana-Floresta Estacional (Brasil, 1982), apresentando matas ciliares e de galeria, cerrado sentido restrito, cerradões e florestas estacionais.

A encosta do morro no qual as parcelas estão localizadas apresenta um gradiente vegetacional que compreende a mata ciliar do córrego Grota de Mina, localizada ao fundo do vale, passado por floresta estacional semidecídua submontana, na encosta intermediária, e, cerrado rupestre nas faces superior e topo da encosta. Esta vegetação se encontra em estágio secundário de sucessão ecológica (Venturoli et al., 2011), e há registros de extração seletiva de madeira em período anterior a implantação do experimento. Mais detalhes sobre a florística da área podem ser observados em Fagg et al. (2004).

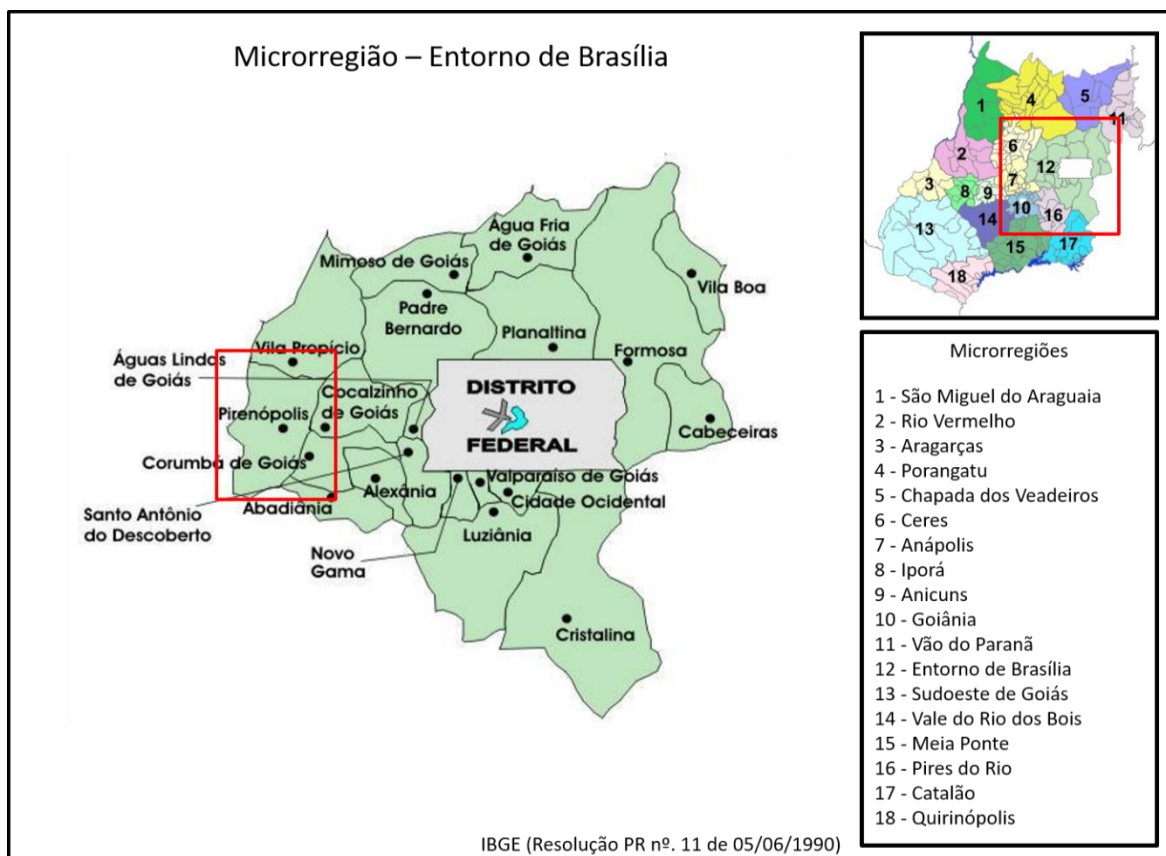


Figura 3.1 Microrregiões do estado de Goiás com a localização do município de Pirenópolis. <http://www.imb.go.gov.br/>.

3.2.1.3 Clima

O regime das chuvas é tropical, com duas estações bem distintas (seca e chuvosa). O período seco, de quatro a cinco meses, inicia em maio, e se estende até setembro. As temperaturas médias anuais giram em torno dos 23 °C, com os meses mais quentes de setembro a outubro (Inmet, 2016). De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo tropical semi-úmido (AW).

As chuvas se concentram no verão, sendo que 80% precipitam de novembro a março. Em Pirenópolis, dezembro é o mês mais chuvoso (Brasil, 1982). De acordo com os dados do Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet, 2016) a precipitação média anual varia de 1650 à 1850 mm. O climograma a seguir apresenta as precipitações e as temperaturas médias mensais para o município (Figura 3.2).

Dados da estação meteorológica do Inmet localizada em Pirenópolis mostram que não houve grandes oscilações de temperatura e pluviosidade durante o período de 2003 a 2015. Com exceção para o ano de 2015, no qual as temperaturas excederam a média das temperaturas registradas para o período, e a precipitação foi uma das mais baixas registradas (Figura 3.3).

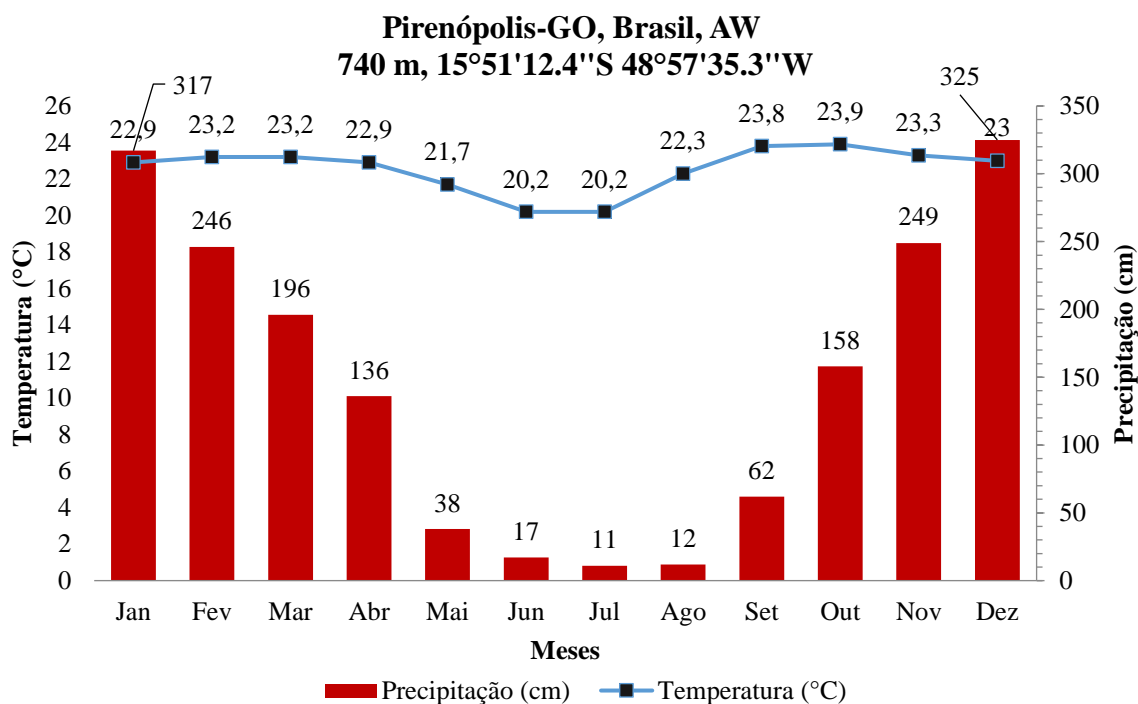


Figura 3.2. Climograma do município de Pirenópolis, Goiás. Dados de normais climatológicas (período de 1961 a 1990), da estação do Instituto Nacional de Meteorologia localizada no município (INMET, 2016).

Precipitação e temperatura médias para o período de 2003 - 2015

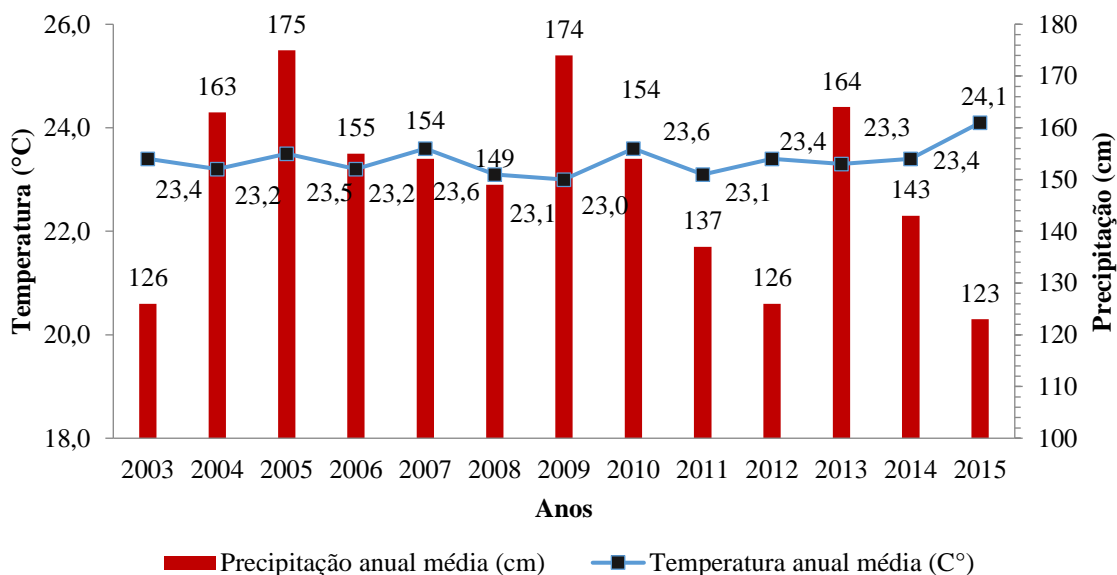


Figura 3.3. Climograma do município de Pirenópolis, Goiás, com temperatura e precipitação anuais médias registradas para o período em que o experimento foi realizado (2003-2015). Dados da estação meteorológica Pirenópolis (OMM: 83376) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2016).

3.2.1.4 Solo e relevo

Na região predominam Latossolo Vermelho distrófico (LVd), Latossolo Vermelho escuro distrófico (LEd), Cambissolo distrófico (Cd) e Neossolo litólico distrófico e eutrófico (Rd e Re). O Neossolo litólico é o tipo predominante na área de estudo (Brasil, 1982; IBGE, 2007).

De acordo com a Embrapa (2009), os Neossolos litólicos incluem solos bastante rasos, nos quais de um modo geral, a soma dos horizontes sobre a rocha não ultrapassa 50 cm, estando mais associados a relevos com maior declividade. São solos pouco agricultáveis, dada a pouca profundidade, a presença de rochas e aos declives acentuados, o que limita o crescimento do sistema radicular das plantas. A soma de bases e a presença de alumínio condicionam a fertilidade destes solos, que é alta nos solos eutróficos, e limitada nos solos distróficos e álicos. A região de Pirenópolis apresenta relevo bastante movimentado, com altitude média de 740 metros (Brasil, 1982).

3.2.1.5 Histórico da área

A fazenda Vagafogo foi adquirida pelos atuais proprietários em 1975. No ano de 1992 foi criada a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), Santuário da Vida Silvestre Vagafogo, por intermédio da Fundação Pró-Natureza. O Santuário da Vida Silvestre Vagafogo, foi a primeira RPPN do estado de Goiás. Com 17 hectares de área total, ocupa quase 50% da propriedade, que tem o ecoturismo como principal fonte de renda, recebendo visitantes de diversas partes do país.

Este estudo foi realizado fora do perímetro da RPPN, porém, dentro da Fazenda Vagafogo, na área de encosta acima do córrego Grota da Mina. Anteriormente a implantação das parcelas, a área foi explorada com sucessivas retiradas seletivas de madeira para uso interno na propriedade, caracterizando-a como floresta em estado de sucessão secundária.

3.2.2 Implantação do experimento e coleta de dados

O experimento foi implantado em abril de 2003, em uma área adjacente à RPPN, no interior da Fazenda Vagafogo (coordenadas 15°49'20.8"S 48°59'35.6"W). Na época, a execução dos trabalhos se deu no âmbito do projeto Conservação e Manejo da

Biodiversidade do Bioma Cerrado (CMBBC). Atualmente, a condução dos trabalhos ocorre no âmbito do projeto Manejo de florestas estacionais do Cerrado, financiado pela Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG).

No ano de 2003 foram alocadas 16 parcelas de 25 × 30 m (750 m²). Todas elas estão localizadas sobre uma encosta onde a inclinação varia de 40 a 85 % (Venturoli, 2008). A área possui um trecho de floresta sob influência do córrego Grota da Mina, apresentando, portanto, um gradiente de umidade no sentido córrego – topo do morro, por isso foi tomada uma distância de 60 metros a partir do leito do córrego para início da locação das parcelas.

Para este estudo foram realizados três inventários, em 2003, quando foi implantado o experimento, em 2007 e 2015. No ano de 2003, foram incluídos no inventário todos os indivíduos com CAP (circunferência a 1,30 m do solo) ≥ 9 cm (circunferência a altura do peito maior que nove centímetros). Os dados florísticos do estudo realizado em 2003 estão publicados em Fagg et al. (2004). Todas as árvores receberam placas de alumínio numeradas fixadas com arame de alumínio no fuste da árvore, sempre com folga para permitir o crescimento do fuste sem estrangular a árvore. Para cada indivíduo, em todos os anos de medição, foram registradas a espécie e a CAP, com fitas métricas (graduadas em centímetros).

Após o levantamento de 2003, foi realizada uma análise de ordenação (*Detrended Correspondence Analysis* -DCA) de todas as 16 parcelas, com o objetivo de espacializar a composição florística em relação ao gradiente ambiental de umidade, e assim prescrever o delineamento experimental. A DCA posicionou junto as parcelas com maior similaridade florística, indicando habitats com diferentes graus de umidade, compreendendo a borda da floresta de galeria, a maior umidade e a proximidade com o cerrado sentido restrito, menor umidade (Venturoli et al., 2012). Assim, foram definidos quatro blocos, cada um com quatro parcelas, todos os tratamentos foram distribuídos em cada um dos blocos. Segue a descrição de cada um dos blocos:

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

No inventário de 2007, foi realizada apenas a remedição dos indivíduos incorporados no inventário de 2003, e não foram incluídos os indivíduos recrutados. Em 2015, os indivíduos com $CAP \geq 9$ centímetros, que não foram computados nas medições anteriores por não terem satisfeitos o critério de inclusão, também foram incluídos no inventário como recrutamento. Assim, foram plaqueteados, medidos e incorporados à planilha de dados. As árvores mortas, incluindo aquelas encontradas em pé, aquelas caídas no chão e aquelas não encontradas durante os trabalhos de remedição, foram consideradas como mortas.

A reforma dos tratamentos (corte das rebrotas de árvores e cipós) foi realizada semestralmente somente no primeiro período (2003-2007). No segundo período (2007-2015), estas intervenções de manutenção não foram realizadas (Venturoli et al., 2015).

Para efeito dos cálculos de dinâmica, este estudo considerou os incrementos negativos registrados no inventário, por se considerar que esta diminuição ocorre naturalmente em florestas tropicais, e podem estar ocasionadas ao estresse causado pelos períodos de estiagem, bastante comum em florestas estacionais tropicais (López-Ayala et al., 2006), indivíduos suprimidos pela competição, árvores perto da senescência, danos à copa, perda de casca em indivíduos que apresentam esta característica (Martínez Pastur et al., 2007). Por isso não devem ser atribuídos somente a erros de medição em inventários sucessivos.

Além das medições de diâmetro, foi realizado um mapeamento das árvores desejáveis dentro das parcelas, ou seja, foram marcadas sua posição relativa utilizando um sistema cartesiano de coordenadas. Este mapeamento visa facilitar a localização das árvores nas parcelas nos inventários subsequentes.

3.2.3 Descrição dos tratamentos silviculturais aplicados

Como parte da metodologia proposta para o inventário contínuo e das ações de manejo, todas as árvores foram classificadas em desejáveis ou indesejáveis. Os critérios para classificação das árvores desejáveis foram: árvores com fuste retilíneo, copa bem formada, aparentemente saudas (sem ocós e sem sinais de microrganismos decompositores ou de insetos xilófagos), árvores com reconhecido valor econômico, como aquelas que fornecem madeira, frutos, resina, e outros produtos utilizáveis pelo homem. Árvores de importância ecológica, importantes para a alimentação da fauna também foram consideradas árvores desejáveis. Os indivíduos que não se encaixaram nestes

critérios não foram considerados neste levantamento. Detalhes a respeito desta classificação podem ser observados em Venturoli et al. (2012).

Em cada um dos blocos definidos pela análise de ordenação aplicada às parcelas, foram implantados quatro tratamentos: Tratamento 1 – testemunha (T1), sem intervenções; Tratamento 2 – retirada de todas as espécies lenhosas em um raio de um metro em relação às árvores desejáveis (T2); Tratamento 3 – repetiu-se o T2, incorporando a retirada de cipós de grande porte em toda a parcela (T3) e Tratamento 4 – repetiu-se o T3, incorporando um plantio de enriquecimento com duas espécies de valor comercial: *Dipteryx alata* Vogel e *Myracrodruon urundeuva* Allemão.

As espécies de valor comercial implantadas no ano de 2003 no T4 não sobreviveram, desta forma, este tratamento se tornou igual ao T3. Assim, ele foi desconsiderado nas análises deste estudo, pois sua análise não acrescentaria significado ecológico às perguntas centrais do trabalho.

O bloco I incluiu as parcelas 1, 2, 3 e 4; o bloco II incluiu as parcelas 5, 6, 7 e 8; o bloco III incluiu as parcelas 12, 14, 15 e 16; e o bloco IV incluiu as parcelas 9, 10, 11 e 13. Segue abaixo a distribuição das parcelas, dos blocos e dos tratamentos na área de estudo (Figura 3.4).

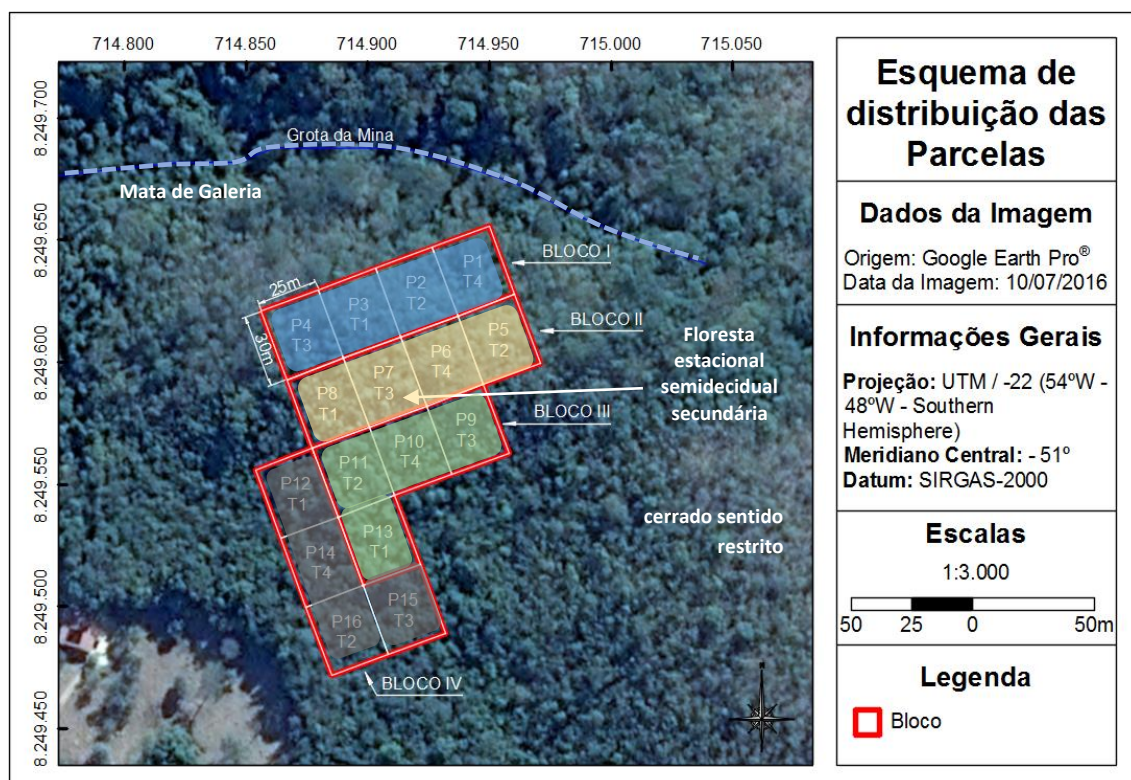


Figura 3.4. Esquema de distribuição dos blocos, das parcelas e dos tratamentos da comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO.

Depois de 2003, não foram realizadas intervenções no experimento, foram feitas apenas manutenção dos tratamentos já implantados, como corte das rebrotas das árvores e cipós.

3.2.4 Identificação botânica do recrutamento

Os indivíduos recrutados foram identificados em campo por comparação às árvores já marcadas e identificadas presentes na área desde o inventário de 2003. Os indivíduos não identificados foram coletados para identificação junto a especialistas e comparação com o material depositado no Herbário da Universidade Federal de Goiás, Regional Jataí. A nomenclatura utilizada seguiu o sistema de classificação *Angiosperm Phylogeny Group IV* (Byng et al., 2016). A grafia correta dos nomes científicos e os autores das espécies foram confirmados na base de dados disponível na internet *mobot.org* (Missouri Botanical Garden, 2007).

3.2.5 Parâmetros de dinâmica para a comunidade

A dinâmica da comunidade, considerando o período de 2003 a 2015, foi descrita por meio das taxas de mortalidade, recrutamento, ganho e perda em área basal, taxa de mudança líquida para número de indivíduos e área basal. Detalhes dos cálculos destes parâmetros estão descritos a seguir.

As avaliações das taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) basearam-se no modelo proposto por Sheil & May (1996). Este modelo é amplamente utilizado em análises de dinâmica em florestas tropicais (Sheil et al., 1995; 2000; Higuchi et al., 2008a; Higuchi et al., 2008b; Machado & Oliveira Filho et al., 2010). As taxas foram calculadas conforme a equação abaixo (Equações 3.1 e 3.2).

$$M (\% \text{ ano}^{-1}) = \left\{ 1 - \left[\left(\frac{N_0 - m}{N_0} \right)^{1/t} \right] \right\} * 100 \quad (\text{Equação 3.1})$$

$$R (\% \text{ ano}^{-1}) = \left[1 - \left(1 - \frac{r}{N_t} \right)^{1/t} \right] * 100 \quad (\text{Equação 3.2})$$

Onde:

M = taxa de mortalidade anual (% ano⁻¹);

R = recrutamento anual (% ano⁻¹);
 t = intervalo de tempo entre os inventários (anos);
 N_0 = número inicial de árvores;
 N_t = número de árvores sobreviventes depois de t ;
 m = número de árvores mortas;
 r = número de árvores recrutadas.

Para conhecer a dinâmica da comunidade em termos de área basal, foram calculadas as taxas de perda (P) e ganho (G). Estas taxas descrevem a taxa anual de crescimento e perda de área basal da comunidade avaliada. A taxa de ganho inclui a área basal das recrutadas e a área basal das sobreviventes (Machado & Oliveira Filho, 2010). Como o decremento em área basal é negativo, utilizou-se o valor modular desta variável nas equações apresentadas (Equações 3.3 e 3.4).

$$P (\% \text{ ano}^{-1}) = \left\{ 1 - \left[\left(\frac{AB_0 - AB_m - AB_d}{AB_0} \right)^{1/t} \right] \right\} * 100 \quad (\text{Equação 3.3})$$

$$G (\% \text{ ano}^{-1}) = \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{AB_r + AB_g}{AB_t} \right)^{1/t} \right] \right\} * 100 \quad (\text{Equação 3.4})$$

Onde:

P (% ano⁻¹) = taxa anual de perda em área basal;

G (% ano⁻¹) = taxa anual de ganho em área basal;

AB₀ = área basal inicial (m²);

AB_t = área basal final depois de t ;

AB_m = perda em área basal devido à mortalidade (m²);

AB_d = perda em área basal das árvores sobreviventes (decremento) (m²);

AB_r = área basal de árvores recrutadas (m²);

AB_g = área basal o das árvores sobreviventes (m²).

A partir das taxas de mortalidade e recrutamento foram calculados os tempos de meia-vida (T_{0,5}) e de duplicação (T₂). O T_{0,5} representa o tempo necessário para a população ou comunidade se reduzir à metade a partir da presente taxa de mortalidade, sendo que, quanto maior a taxa de mortalidade, menor será T_{0,5}, e mais acelerada será a dinâmica em termos de mortalidade (Swaine & Lieberman, 1987). O T₂ é o tempo para

duplicar o tamanho de uma população ou comunidade a partir da atual taxa de recrutamento e, quanto maior o recrutamento, menor o T_2 e mais acelerada será a dinâmica em termos de recrutamento. Em comunidades altamente equilibradas os tempos de meia-vida e de duplicação são iguais (Korning & Balslev, 1994). As fórmulas utilizadas para os cálculos de $T_{0,5}$ (Lieberman et al., 1985 - equação 3.5) e T_2 (Korning & Balslev, 1994 - equação 3.6) estão descritas a seguir:

$$T_{0,5}(\text{anos}) = (\text{Ln } (0,5))/(\text{M} * (0,01)) \quad (\text{Equação 3.5})$$

$$T_2(\text{anos}) = (\text{Ln } (2))/(\text{R} * (0,01)) \quad (\text{Equação 3.6})$$

Onde:

$T_{0,5}$ = tempo de meia vida (anos);

T_2 = tempo de duplicação (anos);

M = taxa de mortalidade (% ano⁻¹);

R = taxa de recrutamento (% ano⁻¹).

O tempo de estabilidade (E) foi calculado a partir da diferença entre o T_2 e de $T_{0,5}$, é expressa em anos, sendo que, quanto mais próximo de zero, mais estável é a comunidade, ou seja, maior é o equilíbrio entre mortalidade e recrutamento. Já *turnover* (T) ou tempo de substituição, foi calculado a partir da média aritmética entre $T_{0,5}$ e T_2 , quanto menor o valor, mais acelerada é a dinâmica da comunidade (Korning & Balslev, 1994).

Com a finalidade de complementar a interpretação da dinâmica dentro dos tratamentos, foram calculadas as taxas de mudança líquida em número de indivíduos (ChN) e área basal ($ChAB$) (Equações 3.7 e 3.8) (Machado & Oliveira Filho, 2010).

$$Ch N (\% \text{ ano}^{-1}) = \left[\left(\frac{N_t}{N_0} \right)^{1/t} - 1 \right] \times 100 \quad (\text{Equação 3.7})$$

$$Ch AB (\% \text{ ano}^{-1}) = \left[\left(\frac{AB_t}{AB_0} \right)^{1/t} - 1 \right] \times 100 \quad (\text{Equação 3.8})$$

Onde:

ChN = taxa líquida de mudança em número de indivíduos;

$Ch AB$ = taxa líquida de mudança em área basal;

N_t , N_0 , AB_t , AB_0 e t já descritos anteriormente.

3.2.6 Análise estatística dos dados de dinâmica para o período de 2003-2015

A fim de comparar os valores das taxas de dinâmica entre os tratamentos para o período de 2003-2015, foi utilizado o teste Kruskal-Wallis seguido do pós-teste de comparações múltiplas (Siegel & Castellan Jr., 1999), uma vez que os pressupostos da Análise de Variância (ANOVA) não foram atendidos pelos dados. O Kruskal-Wallis é um teste não paramétrico utilizado para comparar três ou mais amostras independentes (Zar, 1999).

As suposições de normalidade dos dados e homocedasticidade de variâncias, exigidas pelos testes paramétricos, foram verificadas pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. As análises foram realizadas no software estatístico ActionStat (Estatcamp, 2014).

3.2.7 Dinâmica das populações mais abundantes

A análise da dinâmica para o período de 2003-2015 para as populações com pelo menos 10 indivíduos por tratamento na ocasião da primeira medição (2003) foi analisada por meio das taxas de recrutamento (R), mortalidade (M), ganho (G) e perda (P) em área basal (Appolinário et al. 2005) e Taxa Líquida de mudança para número de indivíduos (ChN) e área basal (ChAB), de acordo com as fórmulas descritas nos tópicos anteriores. Adicionalmente foram calculados os números iniciais e finais de indivíduos por tratamento (Higuchi et al. 2008a).

3.2.8 Taxas de mortalidade da comunidade entre os períodos de 2003-2007 e 2007-2015

Foram calculadas as taxas de mortalidade dos períodos de 2003-2007 e 2007-2015 para cada tratamento. As comparações entre os tratamentos no mesmo período foram realizadas por meio da Análise de Variância (ANOVA). As médias diferentes pelo teste F foram comparadas entre si por Tukey a 5% de probabilidade. Os pressupostos de normalidade dos dados e homogeneidade de variâncias foram verificados para os dois períodos de avaliação por meio dos testes de Shapiro-Wilk e Levene respectivamente (Zar, 1999).

As comparações entre os diferentes períodos para o mesmo tratamento foram realizadas pelo teste T pareado. O teste T pareado calcula a diferença entre cada par de medições antes e depois, determina a média dessas mudanças, e informa se essa média das

diferenças é estatisticamente significativa (Zar, 1999). As análises foram conduzidas no software estatístico *ActionStat* (Estatcamp, 2014).

3.2.9 Taxa de crescimento e Incremento Periódico Anual (IPA) da comunidade entre os períodos de 2003-2007 e 2007-2015

Com a finalidade de verificar se as árvores sobreviventes nos diferentes tratamentos mantiveram o mesmo ritmo de crescimento nos períodos 2003-2007 e 2007-2015, foram calculadas as taxas anuais de crescimento em diâmetro (g) e os Incrementos Periódicos Anuais (IPA) de cada indivíduo por tratamento. O crescimento de cada fuste foi calculado segundo o modelo proposto por Condit et al. (1993), utilizado por Scolforo et al. (2008) e Chagas et al. (2001) (Equação 3.9).

$$g (\% \text{ ano}^{-1}) = \left(\frac{\text{Ln}\left(\frac{DAP_2}{DAP_1}\right)}{t} \right) \quad (\text{Equação 3.9})$$

Onde:

g = taxa anual de crescimento em diâmetro (% ano⁻¹);

DAP_2 = diâmetro na última medição (cm);

DAP_1 = diâmetro na primeira medição (cm);

t = intervalo de tempo entre as medições (anos).

O IPA foi obtido a partir da equação 3.10. Após os cálculos, as duas taxas foram comparadas dentro dos tratamentos em períodos diferentes pelo teste de T pareado, e entre os tratamentos no mesmo período através do teste de Mann-Whitney U, a 5% de probabilidade (Zar, 1999). O teste de Mann-Whitney é usado para testar se as medianas de duas amostras independentes são diferentes. Ele não assume distribuição normal, mas assume que as distribuições dos dois grupos têm a mesma forma (Press, 1992). Neste caso, o uso da mediana é interessante, pois ela é uma medida de tendência central pouco sensível a valores extremos (Zar, 1999). A normalidade dos dados de IPA e g foram verificadas pelo teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$). As análises foram conduzidas no software estatístico *ActionStat* (Estatcamp, 2014).

$$IPA (\text{cm ano}^{-1}) = \left(\frac{DAP_2 - DAP_1}{t} \right) \quad (\text{Equação 3.10})$$

Onde:

IPA = incremento periódico anual;

DAP_2 , DAP_1 e t , já descritos anteriormente.

3.2.10 Análise da distribuição diamétrica (entre e dentro dos tratamentos)

O comportamento da estrutura diamétrica de uma comunidade ao longo do tempo pode nos fornecer informações importantes do ponto de vista do manejo florestal. Neste estudo, as distribuições diamétricas dentro dos tratamentos foram comparadas entre si no período 2003-2015 (ex: comparação entre T₂ em 2003 com T₂ em 2015), com o intuito de verificar se as intervenções realizadas no ano de 2003 causaram alterações significativas na estrutura diamétrica da comunidade ao longo dos anos.

A comparação também foi realizada entre os diferentes tratamentos no mesmo ano (ex: comparação entre T₁ em 2015 e T₂ em 2015), visando analisar como a floresta se comportou diante dos diferentes graus de intervenção. As diferenças nas distribuições diamétricas dentro dos tratamentos nos diferentes anos (2003-2015) e entre os tratamentos no mesmo ano foram verificadas por meio do teste Kolmogorov-Smirnov ($p > 0,05$) para duas amostras (Zar, 1999), considerando classes diamétricas com intervalos de cinco centímetros.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Parâmetros de dinâmica para a comunidade e populações para o período de 2003-2015

Considerando a amostra total em 2003, foram registrados 2.010 indivíduos ($6.700 \text{ ind ha}^{-1}$) distribuídos em 140 espécies. No ano de 2015, foram registrados 2.872 indivíduos ($9.573 \text{ ind ha}^{-1}$), distribuídos em 150 espécies. Não houve muita variação em termos de saída e entrada de novas espécies entre os tratamentos (Tabela 3.1). O balanço entre perda e ganho de novas espécies foi maior no T1, e menor no T3. O T1 não foi submetido a retirada de indivíduos para liberação da competição, o que pode ter favorecido o aparecimento de mais espécies. Por outro lado, o processo natural de sucessão, que neste tratamento ocorreu sem intervenções, eliminou mais espécies do que o T2 e o T3. O desbaste realizado no T2 e no T3 em 2003 pode ter eliminado alguma espécie que comporia o futuro extrato adulto.

Para os parâmetros de dinâmica relacionados ao número de indivíduos: taxa de recrutamento e taxa líquida de mudança, foram detectadas diferenças entre os tratamentos.

Não foram detectadas diferenças entre os tratamentos para os parâmetros relacionados a área basal: taxa de ganho, taxa de perda e taxa de mudança líquida (Tabela 3.1).

Tabela 3.1. Dinâmica no período entre 2003 e 2015 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO. *p* é a significância do teste estatístico.

	Toda área	Tratamento 1	Tratamento 2	Tratamento 3	<i>p</i>
N° de espécies:					
Inicial (2003)	140	99	89	102	
Final (2015)	150	108	93	105	
Espécies que desapareceram	7	8	7	3	
Novas espécies	17	17	11	6	
N° de indivíduos:					
Inicial (2003) (ind ha ⁻¹)		2.370	2.150	2.180	
Final (2015) (ind ha ⁻¹)		4.423	2.580	2.570	
Sobreviventes (ind ha ⁻¹)	5.607	1.927	1.837	1.843	
Mortas (ind ha ⁻¹)	1.093	443	313	337	
Recrutadas (ind ha ⁻¹)	3.967	2.497	473	727	
Taxa de mortalidade (% ano ⁻¹)	1,47	1,66	1,35	1,41	0,7351
Taxa de recrutamento (% ano ⁻¹)	4,06	6,68a	2,75b	2,75b	0,0231
Tempo de meia vida (anos)	55	50	63	53	
Tempo de duplicação (anos)	20	10	26	25	
Turnover (anos)	38	30	45	40	
Estabilidade (anos)	34	39	36	28	
Taxa de mudança líquida (% ano ⁻¹)	2,735	5,378a	1,463b	1,371b	0,0249
Área basal (m²):					
Inicial (2003) (m ² ha ⁻¹)		11,141	14,125	10,218	
Final (2015) (m ² ha ⁻¹)		21,553	18,287	15,680	
Mortas (m ² ha ⁻¹)	6,093	2,203	2,230	1,660	
Decremento (m ² ha ⁻¹)	1,303	0,117	0,840	0,347	
Recrutadas (m ² ha ⁻¹)	9,660	7,10	1,160	1,490	
Incremento sobreviventes (m ² ha ⁻¹)	18,066	5,669	6,047	6,349	
Taxa de perda (% ano ⁻¹)	1,930	1,798	2,098	1,893	0,9439
Taxa de ganho (% ano ⁻¹)	5,874	7,192	4,182	6,247	0,0836
Taxa de mudança líquida (% ano ⁻¹)	3,970	5,816	2,204	3,891	0,0592

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Kruskal-Wallis. Significativo para *p* < 0,05

De modo geral, os resultados sugerem aumento líquido na densidade de indivíduos (ChN), e aumento líquido na área basal (ChAB) para todos os tratamentos, em decorrência das taxas de recrutamento maiores do que as de mortalidade, e incrementos em

área basal maiores do que as perdas. A taxa de mudança líquida para número de indivíduos e área basal foi muito maior para a testemunha em relação aos demais tratamentos, contudo, apenas em termos de número de indivíduos as diferenças foram significativas ($p=0,0249$ e $0,0592$ respectivamente).

Com relação às taxas de mortalidade e recrutamento, houve forte desbalanço a favor do recrutamento para todos os tratamentos, principalmente para T1 (Figura 3.5). O balanço positivo a favor do recrutamento e a alta taxa líquida de mudança em número de indivíduos indica que a comunidade está em fase de construção pós-distúrbio (Carvalho, 1997; Chazdon et al. 2007).

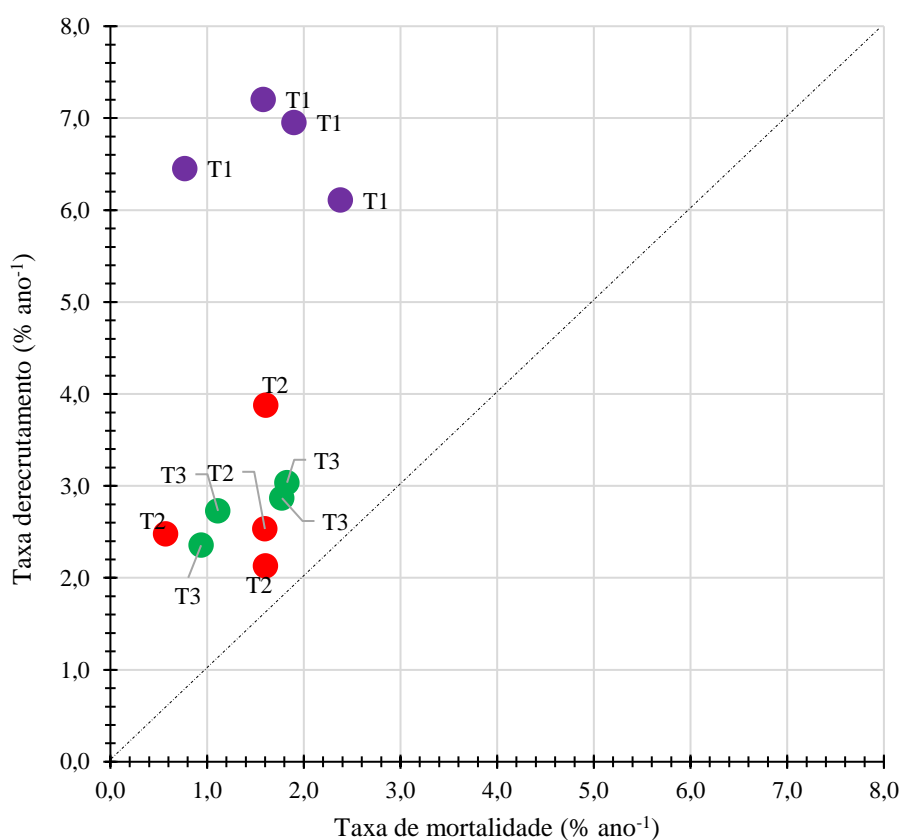


Figura 3.5. Taxas de mortalidade e recrutamento para o período de 2003-2015 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO. Os pontos acima da linha tracejada significam que o recrutamento foi maior do que a mortalidade.

Distúrbios em comunidades naturais podem ser tanto de ordem natural quanto antrópica. Não se tem registro de distúrbios naturais de grande ordem que podem ter afetado significativamente a dinâmica da comunidade em questão como secas severas, ou

grandes precipitações pluviométricas, excluindo-se as flutuações normais que ocorrem ao longo dos anos (Figura 3.6).

Nas florestas estacionais da região tropical, a disponibilidade hídrica é considerada um dos fatores naturais mais limitantes (Murphy & Lugo, 1986, Ceccon et al., 2006; Vieira & Scariot, 2006), principalmente quanto ao estabelecimento de plântulas (Venturoli et al., 2011). Atualmente a floresta estacional em estudo se encontra preservada, mas no passado a comunidade passou por retirada seletiva de madeira para uso na propriedade, o que pode ter causado este desequilíbrio em termos de dinâmica.

Ao contrário das taxas de mortalidade, as taxas de recrutamento dos tratamentos se diferenciaram do T1. No T1 o recrutamento foi de 6,68%, enquanto que nos T2 e T3 a taxa foi de 2,75%. A taxa do T1 foi a mais alta dentre as florestas estacionais aqui analisadas, sendo mais alta inclusive quando comparada às taxas obtidas em outros tipos florestais (Figura 3.7). As taxas anuais de recrutamento observadas para as florestas estacionais semidecíduais variaram de 1,40% para a Mata da Subestação, em Lavras, MG, à 3,72% para outra área na Fazenda Experimental do Glória (FEG), em trabalho realizado por Silva & Araújo (2009), também em Minas Gerais (Anexo A).

Embora a implantação dos tratamentos silviculturais de liberação da competição tenham sido realizados na forma de impacto reduzido (Venturoli et al., 2011), implicou na remoção de grande quantidade de indivíduos que faziam parte das comunidades jovens e regenerantes. Esses indivíduos, se não tivessem sido removidos, possivelmente, atenderiam o critério mínimo de inclusão em 2015, e, sendo considerados árvores desejáveis, seriam incorporados à comunidade adulta. Por isso, os recrutamentos registrados para T2 e T3 foram muito mais baixos quando comparados aos da testemunha ($p = 0,0231$). Entretanto, mesmo sendo mais baixas que a testemunha, foram consideradas de altas a médias quando comparadas a outras taxas de recrutamento para as mesmas formações (Figura 3.7).

Temperatura e precipitação anuais médias do período de 1983 a 2015 para o município de Pirenópolis-GO

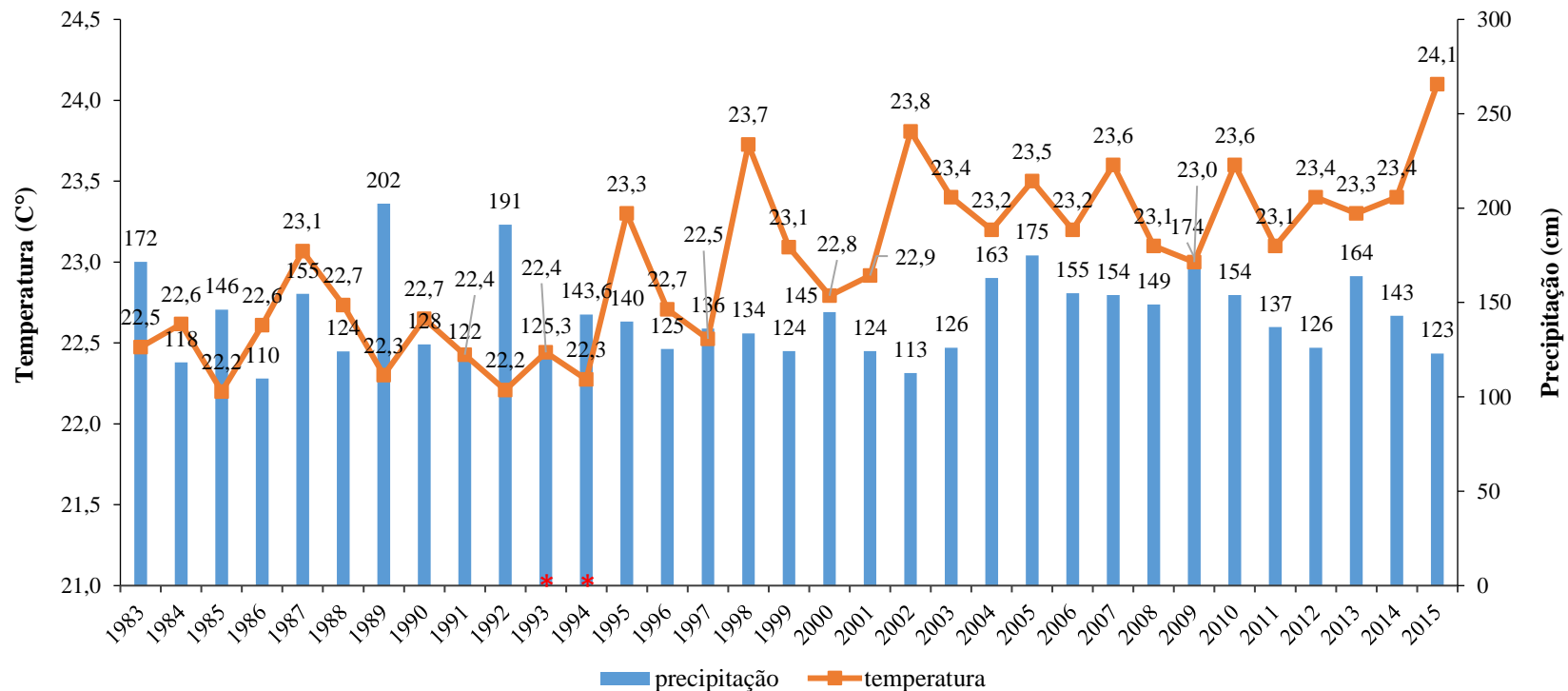


Figura 3.6. Temperatura e precipitação anuais médias para o período anterior a instalação do experimento (1983 e 2015) para o município de Pirenópolis, Goiás. Dados da estação meteorológica Pirenópolis (OMM: 83376) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2016). *= não foram coletados dados da estação Pirenópolis (OMM:83376) durante este período, por isso nos anos de 1993 e 1994 estão representados os dados da estação mais próxima, Goiânia (OMM: 83423).

As taxas de mortalidade entre os tratamentos não diferiram, sugerindo que os tratamentos aplicados não influenciaram a mortalidade, quando comparados à testemunha. Os valores destas taxas são considerados médios, quando comparados aos resultados obtidos por Phillips et al. (1994); Higuchi et al., (2008a) e Rolim et al., (1999), sendo estes dois últimos trabalhos realizados em áreas de Floresta Estacional Semidecidual. Todavia, são consideradas baixas quando comparadas as taxas de outras áreas de Floresta Estacional, como Oliveira Filho et al. (1997); Apolinário et al. (2005); Mews et al. (2009); Silva e Araújo (2009) e Carvalho & Felfili (2011) que foram de 2,56% ano⁻¹, 3,65% ano⁻¹, 3,95% ano⁻¹, 4,76% ano⁻¹ e 2,73% ano⁻¹ respectivamente.

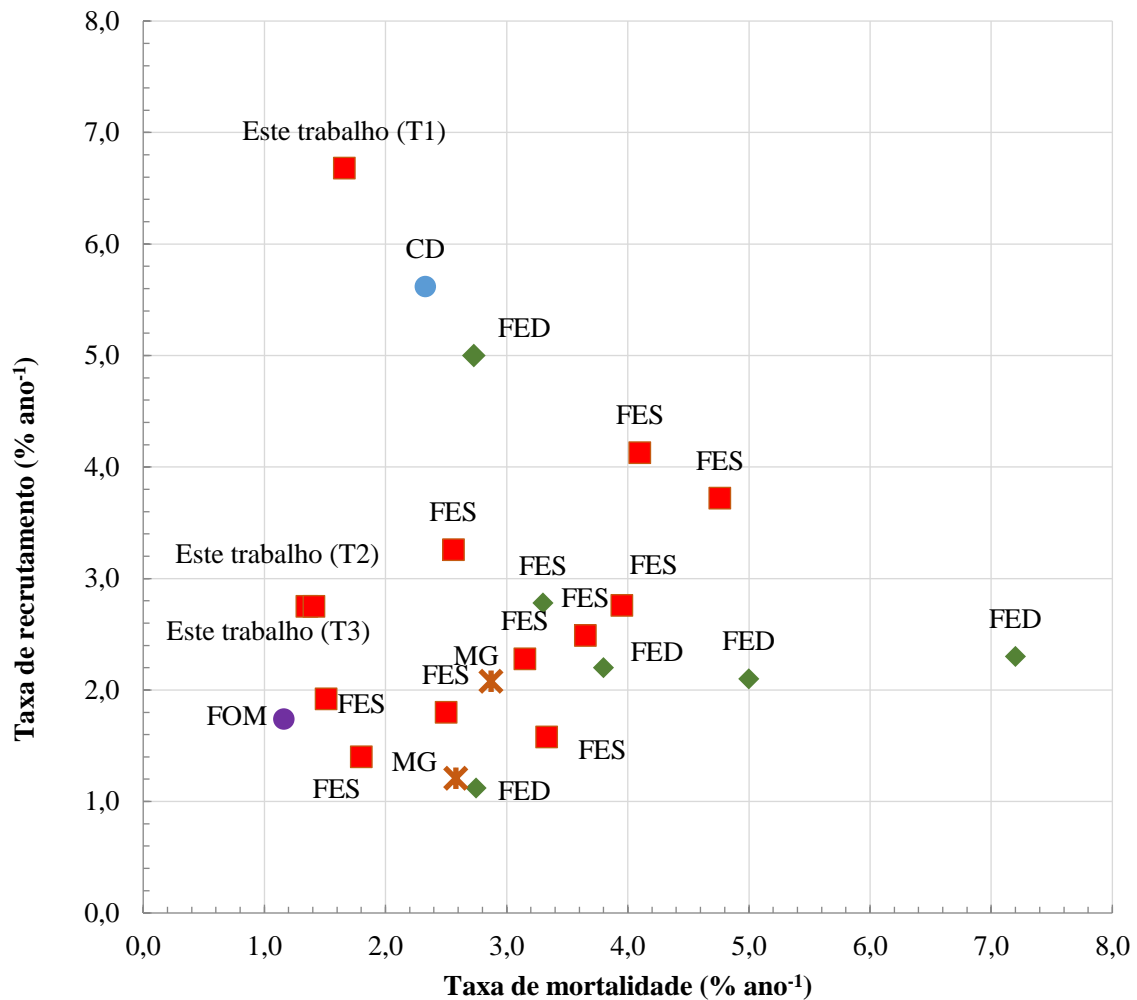


Figura 3.7. Taxas de recrutamento e mortalidade para comunidades de florestas estacionais e outros tipos florestais. FES = floresta estacional semidecidual, FED = floresta estacional decidual, MG = mata de galeria, FOM = floresta ombrófila mista, CD = cerradão.

A taxa de mortalidade encontrada para o T1 foi de 1,66% ano⁻¹. Este valor é mais baixo que o esperado quando se analisa o período de 2003 a 2015, pois acreditava-se que a competição entre os indivíduos aumentaria a mortalidade regular do tratamento quando comparado aos demais.

A fase de reconstrução pós-distúrbio na qual a comunidade se encontra, observada pelos altos recrutamentos e taxa líquida de mudança em número de indivíduos, aliadas às baixas mortalidades, podem ser um indicativo de que a comunidade está longe do limite da capacidade de suporte do ambiente para sustentar ou abrigar novos indivíduos. A capacidade de suporte é uma característica ambiental e resulta no conjunto de recursos favoráveis à manutenção de indivíduos na comunidade (Münzbergová & Herben, 2005). A comunidade em análise pode ainda não ter atingido a densidade máxima de seus habitats, devido ao curto tempo desde a última perturbação observada como a retirada seletiva de madeira relatada anteriormente.

Quanto menor o tempo de estabilidade, mais estável é a comunidade, já que ele representa o equilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento. As baixas taxas de mortalidade, e as altas taxas de recrutamento elevaram o tempo de estabilidade para 39, 36 e 28 anos para T1, T2 e T3, respectivamente, caracterizando todos os tratamentos como altamente instáveis em termos de entradas e saídas de indivíduos da comunidade, destacando-se o T1. O tempo de substituição, ou *turnover*, retratou a comunidade como pouco dinâmica (dinâmica pouco acelerada), sendo de 30, 45 e 40, respectivamente para T1, T2 e T3. O *turnover* é considerado alto quando comparado aos tempos de substituição para outras comunidades de Floresta Estacional (Oliveira Filho et al 1997; Werneck & Franceschinelli, 2004; Appolinário et al. 2005; Silva & Araújo, 2009; Mews et al. 2011).

Neste trabalho foram obtidos altos valores de meia vida para os tratamentos: 50, 63 e 53 respectivamente para T1, T2 e T3. Isto significa que, de modo geral, a dinâmica nos três tratamentos, não é acelerada, em função dos baixos valores de mortalidade, e confirmado pelo tempo de substituição. De acordo com os resultados Hartshorn (1990), os tempos de meia vida obtidos estão dentro dos valores encontrados para florestas neotropicais. Com relação aos valores de meia vida, esta pesquisa apresentou a dinâmica menos acelerada, em termos de mortalidade, dentre os trabalhos avaliados. Por outro lado, os valores de tempo de duplicação são baixos quando comparados aos resultados obtidos por outros autores (Anexo A), o que faz a dinâmica ser acelerada em termos de recrutamento de indivíduos, principalmente para o T1, que,

por apresentar alta taxa de recrutamento, acabou por ter o menor tempo de duplicação de suas parcelas, 10 anos, contra 26 e 25 para T2 e T3 respectivamente.

A taxa anual média de ganho em área basal foi de 7,192%, 4,18% e 6,247%, respectivamente para T1, T2 e T3 (Tabela 3.1). O T1 obteve maior ganho em área basal, e a menor taxa anual de perda, 1,798 %, contudo, as perdas e os ganhos em área basal do T1 não se diferiram dos demais tratamentos.

A taxa de ganho em área basal, leva em consideração o computo da área basal dos recrutados. Ainda na Tabela 3.1 é possível observar que o T1 foi o tratamento com maior número de recrutados, por isso, já era de se esperar que o ganho em área basal também fosse alto. Porém, ao analisar apenas o incremento em área basal das árvores sobreviventes, o que não leva em consideração a área basal dos recrutados, o T2 e T3 foram os tratamentos nos quais as árvores sobreviventes mais cresceram em área basal quando se analisa do período de 2003 a 2015, 6,047 m² ha⁻¹ e 6,349 m² ha⁻¹, respectivamente, contra 5,669 m² ha⁻¹ no T1. Embora o alto recrutamento e a baixa mortalidade dos tratamentos possam indicar que a capacidade suporte do ambiente possa ainda não tenha sido alcançada, quando se analisa o período de 2003-2015, de algum modo, a retirada das árvores competidoras (T2) e principalmente sua associação com a remoção dos cipós de grande porte da parcela (T3) favoreceram o aumento da área basal dos indivíduos remanescentes.

Contudo, mesmo que os tratamentos tenham favorecido o aumento em área basal das árvores desejáveis, as áreas basais do T2 e T3 estão muito abaixo do que se espera quando comparada a outras florestas estacionais semidecíduais, 18,287 m² ha⁻¹ e 15,680 m² ha⁻¹, respectivamente para T2 e T3. Os estudos de Appolinário et al. (2005), Oliveira Filho et al. (2007), Higuchi et al. (2008a), Machado & Oliveira Filho (2010) e Mews et al. (2011), todos eles realizados em florestas estacionais semidecíduais registraram valores de área basal bem acima dos observados para este estudo, 55,759 m² ha⁻¹, 42,54 m² ha⁻¹, 28,494 m² ha⁻¹, 28,192 m² ha⁻¹ e 22,04 m² ha⁻¹, respectivamente.

A comunidade estudada apresenta abundância de cipós, que pode ter relação direta com perturbações produzidas no passado (Dewalt et al. 2000), como a retirada seletiva de madeira anterior à implantação do experimento. Os tratamentos 1 e 2, estão associados à presença de cipós de grande porte, que competem fortemente com as árvores desejáveis por água, luz e nutrientes (Alvarez-Cansino et al., 2015), provocam atraso no desenvolvimento dos indivíduos, por conta do seu comportamento de crescer e utilizar as árvores vizinhas como apoio (Putz, 2011), e ocupam grande espaço no dossel

das árvores hospedeiras (Putz et al., 1984), o que pode explicar valores mais baixos para as taxas de incremento em área basal das árvores remanescentes para estes dois tratamentos.

3.3.2 Taxas de mortalidade entre os períodos de 2003-2007 e 2007-2015

No segundo período as taxas de mortalidade foram significativamente maiores para todos os tratamentos. O aumento do número de indivíduos mortos no segundo período pode estar relacionado à competição por sobrevivência.

As taxas de mortalidade entre os dois períodos de avaliação não diferiram entre si ($p= 0,3234$ e $p= 0,6147$, respectivamente para 2003-2007 e 2007-2015) (Tabela 3.2). Contudo, quando se analisa as taxas de mortalidade de cada tratamento entre os dois períodos de observação, todos apresentaram diferenças significativas ($p= 0,0286$; $0,0492$ e $0,0357$, respectivamente para T1, T2 e T3).

Tabela 3.2. Taxas anuais de mortalidade para os dois períodos de observação, 2003-2007 e 2007-2015 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO. p é a significância do teste estatístico (*significativo para $p < 0,05$).

Tratamento	2003-2007	2007-2015	p
T1	0,73	2,30	0,0286*
T2	0,45	1,86	0,0492*
T3	0,92	1,78	0,0357*
p	0,3234	0,6147	

Embora no segundo período de observação a mortalidade entre os tratamentos não tenha diferido significativamente ($p= 0,6147$), é possível observar que ela foi acentuadamente maior no T1, no qual não foram aplicados tratamentos silviculturais e o número de regenerantes foi bem maior. O desenvolvimento destas árvores, que passaram a fazer parte do extrato adulto, provocou aumento na demanda por luz, água e nutrientes. Então os indivíduos passaram a competir por estes recursos. A competição e a maior quantidade de cipós culminaram na maior mortalidade, que triplicou no T1 e quadruplicou no T2. Infestações por cipós aumentam a probabilidade de morte das árvores (Schnitzer & Carson, 2010).

3.3.3 Taxas de crescimento (g) e Incrementos Periódicos Anuais (IPA) das árvores sobreviventes da comunidade entre os períodos de 2003-2007 e 2007-2015

No período de 2003-2007, a maior mediana da taxa de crescimento foi observada no T3 (0,048% ano⁻¹) e a menor no T2 (0,040% ano⁻¹) (Tabela 3.3), as quais diferiram estatisticamente (Tabela 3.4). No período 2007-2015 as medianas das taxas anuais de crescimento também não diferiram entre si, no entanto, a maior observada no T1 (0,016% ano⁻¹), seguida do T3 (0,013 % ano⁻¹) sendo a menor taxa registrada no T2 (0,012 % ano⁻¹).

Tabela 3.3. Medianas das taxas anuais de crescimento (% ano⁻¹) para os dois períodos de observação, 2003-2007 e 2007-2015 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO. *p* é a significância do teste T pareado entre os períodos.

Tratamento	Períodos de observação		<i>p</i>
	2003-2007	2007-2015	
T1	0,041	0,016	0,0022*
T2	0,040	0,012	0,0007*
T3	0,048	0,013	0,0006*

(*significativo - *p* < 0,05).

É interessante notar que a comunidade não manteve o mesmo ritmo de crescimento durante estes 12 anos de avaliação. No primeiro período (2003-2007), a floresta cresceu num ritmo mais elevado.

Tabela 3.4. Significância da comparação das medianas das taxas de crescimento dos tratamentos pelo teste de Mann-Whitney U entre os dois períodos de observação, 2003-2007 e 2007-2015 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO.

Comparações	Períodos de observação	
	2003-2007	2007-2015
T1 x T2	0,8607	0,0038*
T1 x T3	0,0014*	0,0625
T2 x T3	0,0010*	0,3759

(*significativo - *p* < 0,05).

No segundo período (2007-2015), os tratamentos que receberam intervenções, T2 e T3, cresceram em um ritmo menor do que a testemunha (T1). O ritmo de crescimento desses dois tratamentos caiu acentuadamente em relação a taxa do primeiro período, sendo razoável concluir que, os tratamentos silviculturais perderam o

efeito ao longo do segundo período, pois suas taxas de crescimento foram menores do que no primeiro período e do que as do tratamento que não recebeu intervenções (T1).

Outro ponto a ser observado é o fato de a taxa de crescimento do T2 ter sido menor do que a taxa de crescimento do T1 (testemunha). Como no T2 não houve retirada dos cipós de toda a parcela como no T3, é possível que isso tenha contribuído para que as árvores crescessem menos em termos diamétricos. Os cipós reduzem significativamente o crescimento das árvores, de tal modo, que árvores com grandes infestações possuem duas vezes mais chance de morrer do que outras com pouca ou nenhuma infestação (Schnitzer & Carson, 2010).

Logo após o corte, o crescimento dos cipós é bem mais agressivo quando comparado ao crescimento das árvores (Gerwing & Vidal, 2002), por isso, em se tratando de manejo florestal, tratamentos silviculturais que envolvam a retirada de cipós, devem ser reformados com periodicidade mínima trimestral (Schnitzer & Carson, 2010), ou semestral (Venturoli *et al.*, 2015). Caso contrário, os cipós crescerão rapidamente, voltarão a competir com as árvores desejáveis, que diminuirão o ritmo de crescimento como aconteceu nos tratamentos 2 e 3.

A reforma dos tratamentos (corte das rebrotas de árvores e cipós) foi realizada semestralmente somente no primeiro período (2003-2007). No segundo período (2007-2015), as intervenções de manutenção não foram realizadas (Venturoli *et al.*, 2015). A ausência destas reformas no segundo período fez com que os cipós voltassem a competir com as árvores desejáveis no T3 e no T2, contribuindo para que elas diminuíssem o ritmo de crescimento a valores menores do que no T1. Neste caso, observa-se que a ausência de manutenção prejudicou o desenvolvimento das árvores desejáveis, principalmente no T3, no qual os cipós de grande porte foram todos retirados no primeiro período. Assim, para os tratamentos silviculturais relacionados a retirada de cipós, a ausência de manutenção pode ser mais prejudicial do que a não retirada dos cipós da área.

No T2, ainda é possível que o desbaste realizado ao redor das árvores desejáveis tenha favorecido os cipós que estavam próximos a elas, mas que não estavam dentro do raio de um metro, onde o desbaste das árvores competidoras foi realizado. Este favorecimento pode ter contribuído para o aumento do crescimento dos cipós que estavam fora deste raio, intensificando a competição com as árvores desejáveis.

O comportamento da mediana do IPA entre os dois períodos de avaliação para os tratamentos foi semelhante ao das taxas de crescimento das sobreviventes.

Todos as medianas de IPA foram menores no período de 2007-2015, exceto para o T1, que apresentou valor pouco maior para o segundo período (Tabela 3.5), contudo, elas não diferiram entre si (Tabela 3.6).

Tabela 3.5. Medianas dos Incrementos Periódicos Anuais (IPA) (cm ano^{-1}) para os dois períodos de observação, 2003-2007 e 2007-2015 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO. *p* é a significância do teste T pareado entre os períodos.

Tratamento	Períodos de observação		<i>p</i>
	2003-2007	2007-2015	
T1	0,24	0,22	0,7893
T2	0,25	0,18	0,3332
T3	0,28	0,18	0,2214

(*significativo - $p < 0,05$).

A amplitude das diferenças nos incrementos medianos, tanto para o T2, quanto para o T3 entre os dois períodos de avaliação foi muito maior do que a amplitude do T1. Para o T1 a diferença foi de apenas $0,02 \text{ cm ano}^{-1}$.

Tabela 3.6. Significância da comparação das medianas dos Incrementos Periódicos Anuais (IPA) entre os tratamentos para os dois períodos para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO, pelo teste de Mann-Whitney U.

Comparações	Períodos de observação	
	2003-2007	2007-2015
T1 x T2	0,0911	0,0366*
T1 x T3	0,0006*	0,0449*
T2 x T3	0,0670	0,0948

(*significativo - $p < 0,05$).

Assim como ocorreu com a taxa de crescimento das sobreviventes, o IPA do T3 foi o mais alto do primeiro período. Por outro lado, este tratamento teve o maior declínio, tanto para taxa de crescimento, quanto para IPA. As parcelas da comunidade que receberam o tratamento 3 foram a mais beneficiadas em termos de crescimento diamétrico no primeiro período. Assim, a ausência de manutenção dos tratamentos no segundo período permitiu que, as árvores indesejáveis, e principalmente, os cipós, voltassem a competir com as árvores desejáveis, prejudicando seu crescimento.

Em uma pesquisa realizada em uma floresta estacional semidecidual secundária em Barro Colorado, Panamá, Alvarez-Cansino *et al.* (2015) observaram que, nas parcelas onde ocorreu somente a remoção de cipós, o crescimento em diâmetro das

árvores aumentou, em média, 25%. Ainda, de acordo com estes autores, nas florestas estacionais, a concorrência dos cipós pode ter efeito extremamente negativo, principalmente durante a estação seca, na qual eles competem intensamente por água com as árvores da floresta, ou seja, os cipós reduzem o desempenho fisiológico e o crescimento das árvores, e isso ocorre, principalmente, nas estações secas. Isso justifica o fato do IPA das árvores nos T2 e T3 terem sido tão reduzidos no segundo período de observação. Como os cipós possuem crescimento extremamente agressivo, a ausência de manutenção permitiu que a competição diminuísse o ritmo de crescimento das árvores desejáveis.

Junta-se a isso o fato de a precipitação no ano de 2015 ter sido abaixo da média (embora esteja dentro do balanço das normais climatológicas registradas para a região – Figura 3.6), o que fez com que a floresta vivenciasse no período de medição, uma estiagem maior do que a dos anos anteriores.

3.3.4 Análise da distribuição diamétrica

3.3.4.1 Dentro os tratamentos

As estruturas diamétricas dentro dos tratamentos mantiveram o padrão j-reverso durante o período de avaliação, não apresentando falhas na distribuição dos indivíduos nas classes avaliadas (Figura 3.8). Nas classes diamétricas menores não foram observadas lacunas capazes de induzir a uma redução no recrutamento de indivíduos entre as demais classes para os dois períodos.

3.3.4.2 Entre os tratamentos

Em todas as comparações realizadas, foram detectadas diferenças entre as distribuições observadas em 2003 e 2015 entre os tratamentos, exceto para a comparação realizada entre o T3 e T1 no ano de 2003 (Tabela 3.7).

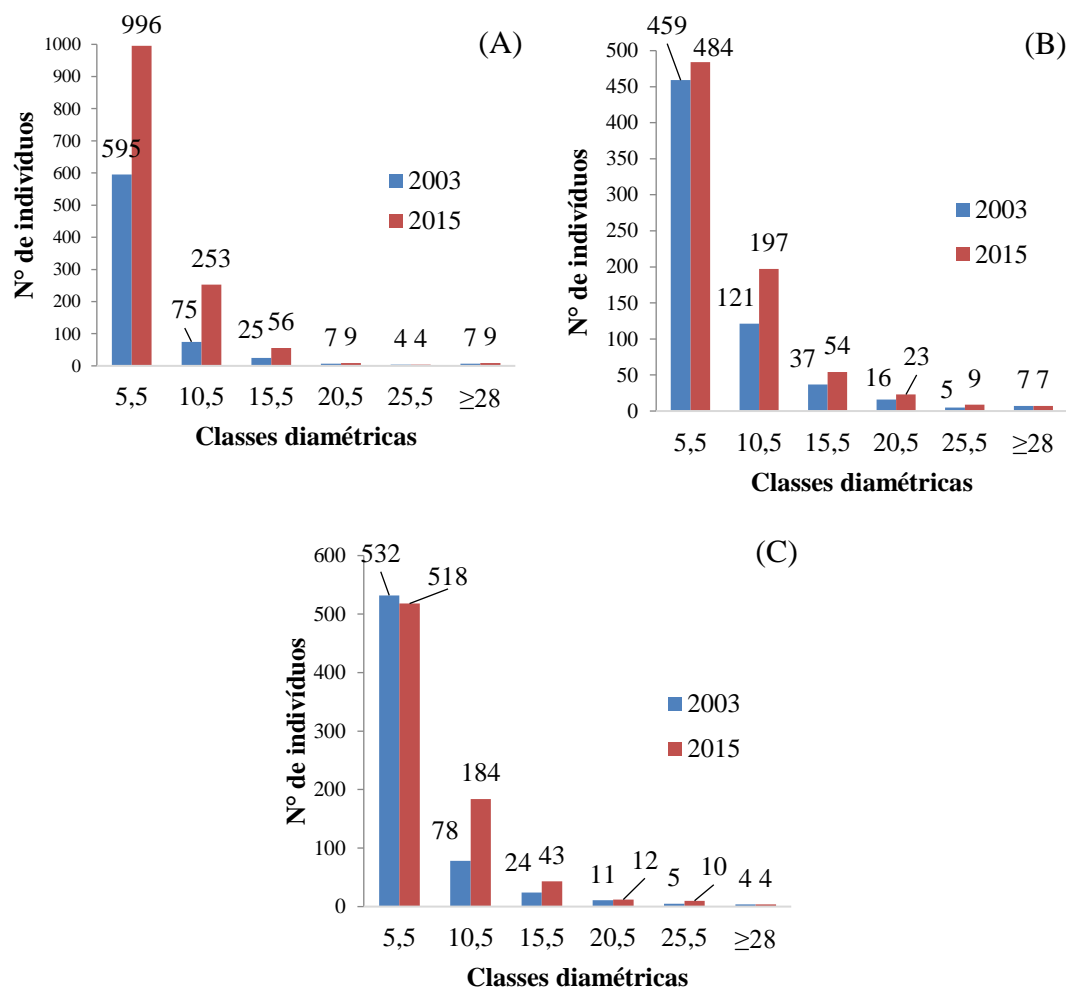


Figura 3.8. Distribuição diamétrica para os tratamentos 1, 2 e 3 (A, B e C, respectivamente), nos anos de 2003 e 2015, para a comunidade lenhosa de Floresta estacional semidecidual da fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO.

Tabela 3.7. Comparações das distribuições diamétricas observadas entre T1 e os demais tratamentos em 2003 e 2015 através do teste de Kolmogorov-Smirnov ($P > 0,05$); os valores em negrito representam a classe na qual foi observado o D_{\max} = desvio absoluto máximo entre distribuições cumulativas observadas em 2003 e 2015; D_{α} = valor crítico dado pelo Kolmogorov-Sminov ($p > 0,05$).

Classes	2003		2015		2003		2015	
	T1	T2	T1	T2	T1	T3	T1	T3
5,5	595	459	996	484	595	532	996	518
10,5	75	121	253	197	75	78	253	184
15,5	25	37	56	54	25	24	56	43
20,5	7	16	9	23	7	11	9	12
25,5	4	5	4	9	4	5	4	10
≥ 28,0	7	7	9	7	7	4	9	4
D_{max}	0,123*		0,125*		0,021 ^{ns}		0,079*	
D_α	0,074		0,061		0,074		0,061	

^{ns} não existe diferença significativa entre a distribuição diamétrica observada em 2003 e 2015.

Entre 2003 e 2015 o recrutamento foi muito maior no T1 em relação ao T3. A quantidade de indivíduos na primeira classe do T1 quase dobrou no período de 12 anos, enquanto no T3, observou-se diminuição de 14 indivíduos nesta mesma classe.

3.3.5 Dinâmica das populações arbóreas

Apenas *Myrcia rostrata* (Tabela 3.8) apresentou taxas de mortalidade maiores do que as de recrutamento, independente do tratamento, sendo que no T1 a mortalidade foi considerável (Figuras 3.9; 3.10 e 3.11).

Este balanço negativo entre mortas e recrutadas para *M. rostrata* no T1 resultou em perdas maiores dos que os ganhos em área basal. Aparentemente, a população de *M. rostrata* está em fase de declínio da comunidade. O fato da redução em área basal ter ocorrido somente no T1, pode significar que a competição, supostamente maior neste tratamento, está favorecendo a saída desta espécie da comunidade de forma mais incisiva. A taxa de mudança líquida em área basal para essa espécie foi positiva somente para o T3, sendo possível que a liberação da competição e a retirada dos cipós tenha favorecido a população de *M. rostrata*.

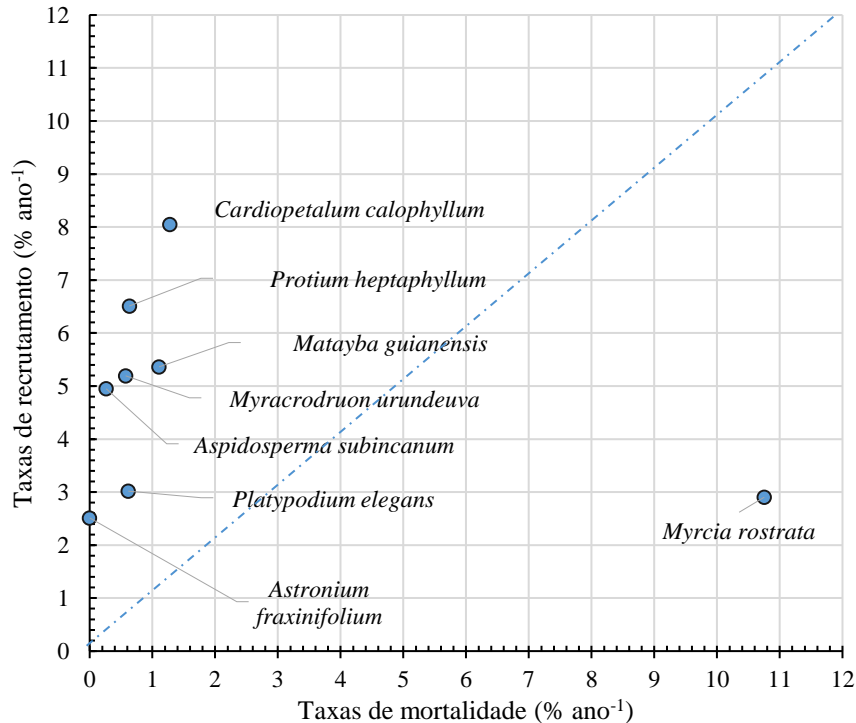


Figura 3.9. Taxas de recrutamento x mortalidade entre o período de 2003-2015 para as populações mais abundantes com pelo menos dez indivíduos no tratamento 1 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO. Os pontos acima da linha tracejada indicam que o recrutamento foi maior do que a mortalidade.

Tabela 3.8. Parâmetros de dinâmica para o período de 2003-2015 para os três tratamentos das 15 populações mais abundantes da comunidade lenhosa da floresta estacional semidecidual amostrada em Pirenópolis-GO. M=taxa de mortalidade (% ano⁻¹); R= taxa de recrutamento (% ano⁻¹); G= taxa de ganho em área basal (% ano⁻¹); P=taxa de perda em área basal (% ano⁻¹); ChN= taxa de mudança líquida em número de indivíduos (% ano-1); ChAB= taxa de mudança líquida em área basal (% ano⁻¹).

N°	Espécies	Tratamento 1								Tratamento 2								Tratamento 3							
		Ni	Nf	M	R	G	P	ChN	ChAB	Ni	Nf	M	R	G	P	ChN	ChAB	Ni	Nf	M	R	G	P	ChN	ChAB
1	<i>Aspidosperma subincanum</i>	32	57	0,26	4,95	7,58	0,24	4,93	7,94	38	42	0,68	1,51	6,21	2,39	0,84	4,08	20	28	0,43	3,18	4,95	0,63	2,84	4,09
2	<i>Astronium fraxinifolium</i>	14	19	0,00	2,51	4,77	0,00	2,58	5,00	12	14	0,00	1,28	2,25	0,00	1,29	2,30	27	34	0,00	1,90	3,96	0,00	1,94	4,12
3	<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	21	51	1,28	8,05	12,06	2,50	7,85	10,86	15	16	3,32	3,32	9,54	5,31	1,53	4,67	14	16	4,56	5,16	11,20	5,93	1,63	1,81
4	<i>Matayba guianensis</i>	16	29	1,11	5,36	8,98	0,78	5,67	9,01	14	17	1,28	2,86	8,16	1,39	1,63	7,37	23	29	0,00	1,91	7,66	0,33	1,95	7,94
5	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	30	54	0,57	5,19	6,53	2,57	5,18	4,24	11	11	0,00	0,00	1,61	0,00	0,00	1,63	11	15	0,00	2,55	7,78	0,00	2,62	6,62
6	<i>Myrcia rostrata</i>	47	26	10,75	2,90	8,19	9,44	0,00	-1,37	28	23	3,18	1,33	2,51	3,57	-0,30	-1,10	66	53	2,96	1,17	4,45	3,79	-1,81	0,70
7	<i>Platypodium elegans</i>	28	38	0,62	3,02	2,26	0,75	2,80	1,55	16	17	0,00	0,50	3,00	0,12	0,51	2,97	27	26	0,31	0,00	2,79	0,14	-0,31	2,72
8	<i>Protium heptaphyllum</i>	109	234	0,63	6,51	9,65	0,50	6,80	10,13	55	67	0,47	2,09	5,91	0,23	1,66	6,04	61	76	0,56	2,33	9,33	0,58	1,96	8,60

A população de *Protium heptaphyllum* foi a mais abundante durante o período de avaliação, apresentando altas taxas de recrutamento e baixas taxas de mortalidade, especialmente no T1 no qual sua população mais que dobrou no período de 12 anos. Em todos os tratamentos *P. heptaphyllum* ganhou mais área basal do que perdeu, em especial no T1 e no T3. Embora as taxas de ganho em área basal destes dois tratamentos sejam numericamente semelhantes, é possível observar que no T3 os ganhos foram proporcionalmente maiores, pois as quantidades inicial e final de indivíduos neste tratamento são consideravelmente menores (número inicial, 61 e final, 76) em relação do T1 (número inicial, 109 e final, 234) (Tabela 3.8). A menor taxa de ganho em área basal no T2 pode ter ocorrido devido a presença de cipós de grande porte, que diminuiu o ritmo de crescimento das árvores.

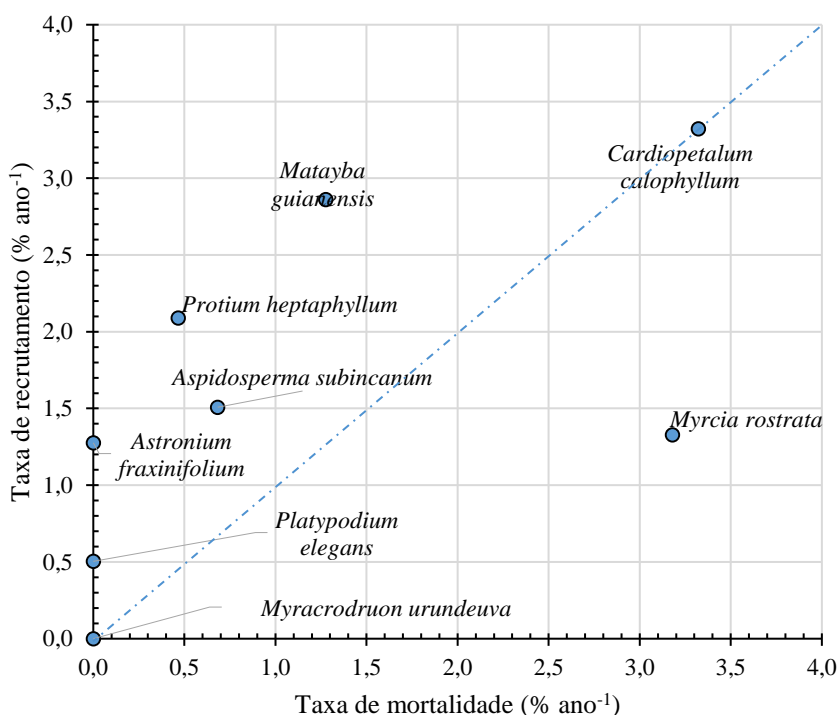


Figura 3.10. Taxas de recrutamento x mortalidade entre o período de 2003-2015 para as populações mais abundantes com pelo menos dez indivíduos no tratamento 2 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da Fazenda Vagafoço, Pirenópolis-GO. Os pontos acima da linha tracejada indicam que o recrutamento foi maior do que a mortalidade.

As populações de *Cardiopetalum calophyllum* e *Matayba guianensis*, tiveram mais recrutas do que mortas em todos os tratamentos. Mas cabe destacar, que somente no T1, as populações destas espécies praticamente dobraram a quantidade de indivíduos. Os

T2 e T3 eliminaram parte da regeneração destas espécies, apesar disso, as taxas de mortalidade para estas espécies se mantiveram semelhantes entre todos os tratamentos, demonstrando que eles não prejudicaram a floresta remanescente em termos de mortes de indivíduos, com exceção para *C. calophyllum*, para qual a mortalidade foi alta em T2 e T3.

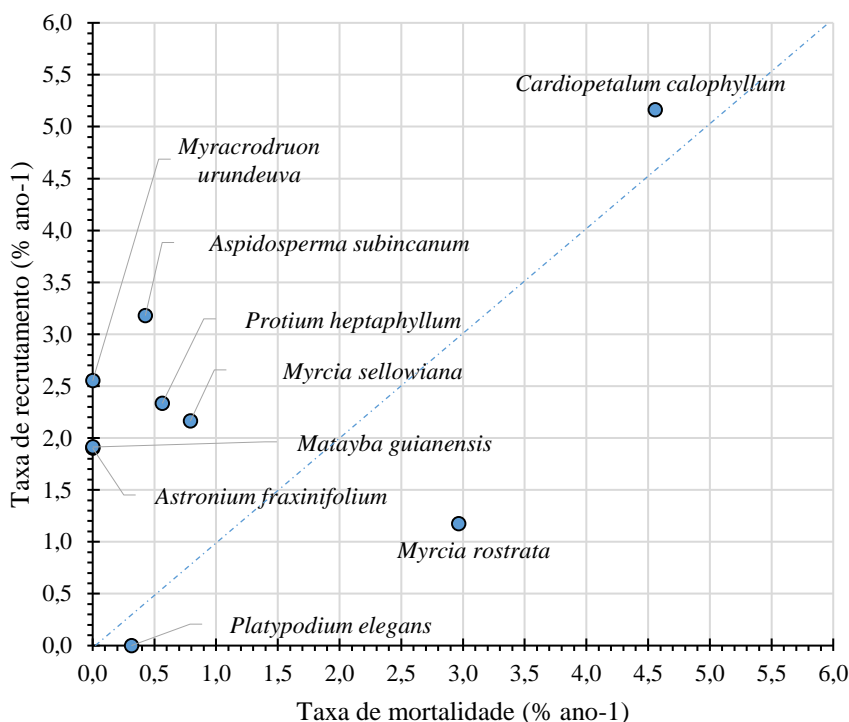


Figura 3.11. Taxas de recrutamento x mortalidade entre o período de 2003-2015 para as populações mais abundantes com pelo menos dez indivíduos no tratamento 3 para a comunidade lenhosa de floresta estacional semidecidual da fazenda Vagafogo, Pirenópolis-GO. Os pontos acima da linha tracejada indicam que o recrutamento foi maior do que a mortalidade.

3.4 CONCLUSÕES

- A dinâmica para os três tratamentos apresenta desequilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento, com balanço positivo para o recrutamento;
- A comunidade apresenta-se em fase de construção com elevada taxa de recrutamento e baixas taxas de mortalidade, indicando que esta floresta caminha à capacidade suporte;
- Os tratamentos silviculturais perderam o efeito no segundo período de observação;
- Os tratamentos não provocaram alterações em termos de estrutura diamétrica na comunidade durante o período analisado;

- Em se tratando de tratamentos silviculturais que envolvam o corte e a retirada de cipós, a ausência de manutenção pode ser mais prejudicial do que a não retirada dos cipós da área;
- As populações mais abundantes responderam de forma diferente aos tratamentos silviculturais ao longo do período de observação. *P. heptaphyllum* foi a espécie que mais se beneficiou dos tratamentos silviculturais, tendo os maiores incrementos em área basal no T2 e, principalmente no T3.

3.5 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBAS, S.; NICHOL, J.,E.; FISCHER, G. A. A 70-year perspective on tropical forest regeneration. **Science of the Total Environment**. v. 544. P.544–552, 2016.

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

ÁLVAREZ-CANSINO, L; SCHNITZER, S. A.; REID, J. P.; POWERS, J. S. Liana competition with tropical trees varies seasonally but not with tree species identity. **Ecology**, v. 96,n.1, pp. 39–45, 2015.

AUBRY-KIENTZ, M.; ROSSI, V.; WAGNER, F.; HÉRAULT, B. Identifying climatic drivers of tropical forest dynamics. **Biogeosciences**, 12, 5583–5596, 2015.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. PROJETO RADAMBRASIL. Folha SD.23 Brasília; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1982. 660 p. (Levantamento de recursos naturais, 29).

BRASIL. Presidência da República. Resolução nº 11, de 5 de junho de 1990.

BYNG, J. W., CHASE, M. W., CHRISTENHUSZ, M. J., FAY, M. F., JUDD, W. S., MABBERLEY, D. J.; BRIGGS, B. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **BOTANICAL Journal of the Linnean Society**, 181(v.1), p. 1-20.

CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. **Acta Botanica Brasilica** 25(1): 203-214. 2011.

CARVALHO, J. O. P. Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. **Curso de Manejo Florestal Sustentável**, Centro Nacional de Pesquisas em Florestas – Embrapa Florestas, Colombo-PR. 2007.

CECCON, E.; HUANTE, P.; RINCÓN, E. L. Abiotic Factors Influencing Tropical Dry Forests Regeneration. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 49 (2): 305-312, 2006.

CHAGAS, R.K.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VAN DEN BERG, E.; SCOLFORO, J.R.S. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore**, V. 25, nº01, p.39-57, 2001.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G.; VAN BREUGEL, M.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences** **362**: 273-289. 2007.

COELHO, R. F. R.; ZARIN, D. J.; MIRANDA, I. S.; TUCHER, J. M. Ingresso e mortalidade em uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal no Pará. **Acta Amazônica** v.4: p.619-630, 2003.

CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Identifying fast growing native trees from the Neotropics using data from a large, permanent census plots. **Forest Ecology Management**, v.62, p.123-143, 1993.

CORRIÀ-AINSLIE, R., CAMARERO J. J.; TOLEDO, M. Environmental heterogeneity and dispersal processes influence post-logging seedling establishment in a Chiquitano dry tropical forest. **Forest Ecology and Management** v.349, p.122–133, 2015.

DEWALT, S. J.; SCHNITZER, S.A.; DENSLOW, J. S. Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central Panamanian lowland forest. **Journal of Tropical Ecology** v.16: p.1-9, 2000.

DONG, S. X. The Structure and Dynamics of Tropical Forests In Relation to Climate Variability. **Tese de doutorado**, Harvard University. <http://nrs.harvard.edu/urn-3:HUL.InstRepos:5112895>. 2011.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. – Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2009. xxvi, 412p.

ESTATCAMP. Software Action. Estatcamp - Consultoria em estatística e qualidade, São Carlos - SP, Brasil. URL <http://www.portalaction.com.br/>. (2014).

FAGG, C. W.; FELFILI, J. M.; REZENDE, A. V.; FIEDLER, N. C. Composição florística da camada lenhosa de uma capoeira de floresta estacional semidecídua ripária na RPPN Vagafogo, Pirenópolis, GO. **Congresso Nacional de Botânica, 55; Encontro Regional de Botânicos de MG, BA e ES**, 26. Julho/2004. Viçosa, MG. 2004.

GANDOLFI, S. Regimes de luz em florestas estacionais e suas possíveis consequências. In: CLAUDINO-SALES, V. (org.) **Ecossistemas Brasileiros: Manejo e Conservação**. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2003. 392 p. ISBN: 8590039543-X.

GERWING, J. J.; E. VIDAL. Changes in liana abundance and species diversity eight years after liana cutting and logging in an eastern Amazonian forest. **Conservation Biology** v.16: p.544–548, 2002.

GUILHERME, F. A. G. OLIVEIRA-FILHO, A. T., APPOLINÁRIO, V.; BEARZOTI, E. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section

of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology** v.174: p.19–36, 2004.

HARTSHORN, G. S. 1990. **An overview of neotropical forest dynamics**. In: GENTRY, A. H. (ed.). Four neotropical rainforests (Yale University Press, New Haven, p.585-600.

HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SILVA, A. C.; MACHADO, E. L. M.; SANTOS, R. M.; PIFANO, D. S. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v., n.32, p.417-426, 2008a.

HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BEBBER, D. P.; BROWN, N. D.; SILVA, A. C.; MACHADO, E. L. M. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology** v.199:p.125–135. 2008b.

HILTNER, U.; BRÄUNING, A.; GEBREKIRSTOS, A.; HUTH, A.; FISCHER, R. Impacts of precipitation variability on the dynamics of a dry tropical montane forest. **Ecological Modelling**. v. 320, n.24, p. 92–101, 2016.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico de Pedologia. 2ª Ed. Manuais técnicos em geociências, nº 4. Rio de Janeiro, 2007.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **Normais climatológicas**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/html/clima.php>. Acessado em: 08/02/2016.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest in Amazonian Ecuador. **Journal of Tropical Ecology** v.10: p.151-166. 1994.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; BAKER, T.R.; LLOYD, J.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W. F.; NEILL, D. A.; SILVA, J. N. M.; TERBORGH, J.; LEZAMA, A. T.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R.; BROWN, S.; CHAVE, J.; KUEBLER, C.; NÚÑEZ VARGAS, P.; VINCETI, B. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American longterm plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* v.359: p.421-436. 2004.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R.; G. HARTSHORN, S. Mortality Patterns and Stand Turnover Rates in a Wet Tropical Forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, v. 73, nº 3 (Nov., 1985), pp. 915-924. <http://www.jstor.org/stable/2260157>.

LIÉNARD, J. A.; GRAVEL, D.; STRIGUL, N. S. Data-intensive modeling of forest dynamics. **Environmental Modelling & Software**. v. 67:p.138-148, 2015.

LÓPEZ-AYALA, J. L.; VALDEZ-HERNANDÉZ, J. I.; TERRAZAS, T.; VALDEZ-LAZAALDE, J. R. Diameter growth for tree species in a semidecídúos tropical forest at Colima, México. **Agrociencia** v.40:p.139-147. 2006.

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

- MARÍN, G.C.; NYGARD, R.; RIVAS, B.G.; ODEN, P.C. Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest reserve in Nicaragua. **Forest Ecology and Management**, v.208 p.63–75. 2005.
- MEWS, H. A, MARIMON, B. S.; PINTO, J. R. R.; SILVÉRIO, D. V. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em floresta estacional semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta botânica brasílica** v.25(4): p845-857, 2011.
- MEYER, P. B.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; BOTEZELLI, L.; FONTES, M. A. L.; GARCIA, P. O.; SANTOS, R. M. Dinâmica estrutural em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Lavras, MG, Brasil. **Revista Cerne** v. 21 n. 2 p. 259-265 2015.
- MISSOURI BOTANICAL GARDEN. **Missouri Botanical Garden**. Vascular Tropicos Nomenclatural Database no ar desde 1995. Disponível em: <http://www.tropicos.org/> (Acesso em: 11/08/2016). 2007.
- MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v.17: p.67-88. 1986.
- MÜNZBERGOVA, Z.; HERBEN, T. Seed, dispersal, microsite, habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. **Oecologia**. V.14:p.1-8. 2005.
- OLIVEIRA, A.P.; FELFILI, J.M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, v.31, n.4, p.597-610. 2008.
- OLIVEIRA, A. P.; SCHIAVINI, I.; VALE, V. S.; LOPES, S. F.; ARANTES, C. S.; GUSSON, A. E.; JUNIOR, J. A. P.; DIAS-NETO, O. C. Mortality, recruitment and growth of the tree communities in three forest formations at the Panga Ecological Station over ten years (1997-2007). **Acta Botanica Brasílica**, v.28(2): p.234-248. 2014.
- OLIVEIRA FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology**. v. 131: p.45-66. 1997.
- PAIVA, L.V.; ARAÚJO, G.M.; PEDRONI, F. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the “Estação Ecológica do Panga”, municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, n.3, p.365-373. 2007.
- PASTUR, G. M.; LENCINAS, M. T.; CELLINI, J. M.; MUNDO, I. Diameter growth: can live trees decrease? **Forestry**, v. 80, n.1, p.83-88.2007.
- PHILLIPS, O. L.; HALL, P.; GENTRY, A. H.; SAWYER, S. A.; VÁSQUEZ, R. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America**, Washington, DC, v. 91, n. 7, p. 2805-2809, 1994.
- PEIXOTO, K. S.; SANCHEZ M.; PEDRONI, F.; RIBEIRO, M. N.; FACURE, K. G.; GOMES-KLEIN, V. L.; GUILHERME, F. A. G. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. **Acta Botanica Brasílica**. nº 26(3): p.697-708. 2012.

PRESS, W. H.; TEUKOLSKY, S. A.; VETTERLING, W. T.; FLANNERY, B. P. **Numerical Recipes in C**. 2nd Edition. Cambridge University Press. 1992.

PUTZ, F. E. Ecologia das trepadeiras (online). *Ecologia Info*. nº 24, 2011. Data de acesso: 10/09/16. Local de acesso: <http://www.ecologia.info/trepadeiras.htm>.

PUTZ, F. R. The Natural History of Lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, nº. 6, p. 1713-1724, 1984.

ROITMAN, I.; FELFILI, J. M.; REZENDE, A. V. Tree dynamics of a fire-protected cerrado *sensu stricto* surrounded by forest plantations over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. **Plant Ecology** n.197: 255-267. 2008.

ROITMAN, I.; VANCLAY, J. K. Assessing size–class dynamics of a neotropical gallery forest with stationary models. **Ecological Modelling**, v.297:118-125. 2015.

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis** v.55: p49-69. 1999.

ROSSI, L. M. B.; KOHELER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. Modelagem de mortalidade em florestas naturais. **Floresta**, Curitiba, v. 37, n. 2, p. 275–291 mai/ago. 2007a.

ROSSI, L. M. B.; KOHELER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. Modelagem do recrutamento em florestas. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 37, n. 3, set./dez. 2007b.

SALAMI, B.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; FERREIRA, T. S.; MARCON, A. K.; BUZZI JÚNIOR, F.; BENTO, M. A. Influência de variáveis ambientais na dinâmica do componente arbóreo em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages, SC. **Sci. For.**, Piracicaba, v. 42, n. 102, p. 197-207, jun. 2014.

SCHNITZER, S.A.; CARSON, W.P. Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. **Ecology Letters**, v.13: p.849–857. 2010.

SCOLFORO, J. R.; FERRAZ FILHO, A. C.; SILVA, C. P. C.; THIERSCH, C. R.; FERREIRA, M. Z. Trajetórias de crescimento de espécies na floresta estacional decidual. In: MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Inventário Florestal de Minas Gerais: Floresta Estacional Decidual - Florística, Estrutura, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Manejo Florestal**. Florestal. Lavras: Editora UFLA, 2008. cap. 9, p.213-224.

SEGPLAN – Secretaria de Estado de Gestão e de Planejamento do Estado de Goiás. Instituto Mauro Borges de Estatísticas e Estudos Sócio-Econômicos – Microrregioes do estado de Goiás. <http://www.imb.go.gov.br/>. Acesso em: 15/04/2016.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation of mortality rates measures. **Journal of Ecology**, London, v. 83, p. 331-333, 1995.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Bundongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology, Cambridge**, v. 16, n. 6, p. 675-800, nov. 2000.

SHEIL, D.; MAY, R. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology** 84: 91-100. 1996.

SIEGEL, S.; CASTELLAN JR., N.J. **Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences** (second edition). New York: McGraw-Hill. 1999.

SILVA, M. R.; ARAÚJO, G. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**.v. 23(1): p.49-56. 2009.

SILVA NETO, C. M.; VENTUROLI, F.; GONÇALVES, B.; FERREIRA, G. A. Incremento diamétrico de *Protium heptaphyllum* (AUBL.) MARCHAND em Floresta Estacional Semidecidual sob manejo, em Pirenópolis, Goiás, Brasil. **Interciência**, Agosto, v. 40, nº 8. 2015.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D. Note on the calculation of mortality rates. **Journal of Tropical Ecology** 3:ii-iii. 1987.

VENTUROLI, F. Manejo de Floresta estacional Semidecidual secundária em Pirenópolis, Goiás (2008). Tese apresentada como requisito para obtenção do título de doutor em Ciências Florestais. Universidade de Brasília, Brasília-DF.

VENTUROLI, F.; FRANCO, A. C.; FAGG, C. W.; FELFILI, J. M. Regime de luz em uma floresta estacional semidecidual sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.36, n.6, p.1135-1144, 2012.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Avaliação temporal da regeneração natural em uma Floresta estacional Semidecidual secundária, em Pirenópolis, Goiás. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.3, p.473-483, 2011.

VENTUROLI, F.; CARVALHO, F. A.; SILVA NETO, C. M.; MORAES, D. C.; MARTINS, T. O.; SOUZA, D. M. Manejo Florestal no bioma Cerrado: uma opção para conservar e lucrar. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 43, n. 107, p. 617-626, set. 2015.

WERNECK, M.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology** 174(2): 337-346. 2004.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, v.14, n.1, p.11-20, 2006.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4ª ed. New Jersey, Prentice-Hall, Inc., 663p +212App. 1999.

4 PROGNOSE DA DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA PARA UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SOB MANEJO UTILIZANDO A CADEIA DE MARKOV

RESUMO

O objetivo geral deste estudo foi desenvolver modelos markovianos e testar sua capacidade preditiva para diferentes tratamentos silviculturais em área de floresta estacional semidecidual. O experimento foi implantado em 2003, na Fazenda Vagafofo, em Pirenópolis, Goiás. A área experimental foi dividida em quatro blocos, e, dentro de cada bloco foram alocadas três parcelas de 25×30 m (750 m^2) com os seguintes tratamentos: Tratamento 1 – testemunha (T1), sem intervenções; Tratamento 2 – retirada de todas as espécies lenhosas em um raio de um metro em relação às árvores desejáveis (T2); Tratamento 3 – repetiu-se o T2, incorporando a retirada de cipós de grande porte em toda a parcela (T3). Dentro das parcelas, nos anos de 2003, 2007 e 2015, foram tomadas medidas de todos os indivíduos com DAP > 3 cm. Os dados coletados foram utilizados para o desenvolvimento de modelos markovianos que descrevem a dinâmica da distribuição diamétrica da floresta estacional após a aplicação dos tratamentos silviculturais (GT_1 , GT_2 e GT_3). Para cada um dos tratamentos os dados de diâmetro foram agrupados em classes diamétricas com intervalos de cinco centímetros, onde a primeira classe foi de $3 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 8 \text{ cm}$ e a última classe representada por árvores com $\text{DAP} \geq 28 \text{ cm}$. A cadeia de Markov fundamenta-se no conceito de estado. Neste caso, o estado é a situação em que uma árvore pode ser encontrada na floresta: Recrutamento (R), sobrevivente (classe de DAP) e mortalidade (M). Uma árvore que num tempo presente, t , encontra-se em um estado (R, classe de DAP ou M), pode, num tempo futuro, $t+1$, permanecer nele ou mover-se para outro estado. A mortalidade está representada na última linha e coluna da matriz. O vetor recrutamento foi computado de forma separada da matriz (G) e posteriormente adicionado ao produto vetor-matriz. As projeções da estrutura diamétrica para o ano de 2015 (dois períodos consecutivos) foram comparadas com a estrutura diamétrica observada em 2015 (Kolmogorov-Smirnov, a 5% de significância). Os modelos GT_1 ; GT_2 e GT_3 foram testados para um período de oito anos e todos eles foram capazes de simular a estrutura diamétrica de forma satisfatória. Assim, a cadeia de Markov é uma ferramenta eficiente para projetar a dinâmica de florestas estacionais semidecíduais sob intervenções silviculturais, por até dois períodos consecutivos, o que reforça sua importância como ferramenta para o manejo florestal.

Palavras chave: modelagem, matriz de transição, tratamentos silviculturais.

ABSTRACT

DIAMETRIC DISTRIBUTION PROGNOSIS FOR A SEMIDECIDUOUS SEASONAL FOREST UPON MANAGEMENT ACCORDING TO MARKOV CHAIN

The main objective of this study was to develop Markov models and test its predictive capacity for different silvicultural treatments in a Semideciduous Seasonal forest.

Experimental area was divided in four blocks, and, inside each one, three plots were allocated ($25 \times 30 \text{ m} = 750 \text{ m}^2$), with the following treatments: Treatment 1 – control (T1), without interventions; Treatment 2 – all woody species were removed at a distance of one meter, considering the wanted trees (T2); Treatment 3 – T2 was repeated, joining to large lianas removal all over the plot (T3). Inside the plots, in 2003, 2007 and 2015, all the individuals ($\text{DBH} > 3 \text{ cm}$) were measured. Collected data were also used to develop Markov models that describe the seasonal forest dynamics of the diameter distribution after silvicultural treatments application (GT1, GT2, and GT3). For each one of the treatments, diameter data were grouped in diametric classes (5 cm range), where the first one was $3 \text{ cm} \leq \text{DBH} < 8 \text{ cm}$ and the last class was represented by trees with $\text{DBH} \geq 28 \text{ cm}$. Markov chain is based in state concept. In this case, the state is the situation in which a tree can be found in the forest: Recruitment (R), survivor (DBH class) and mortality (M). A tree that in a present time, t , is in a state (R, DBH class or M), can, in a future time, $t+1$, stay or move to another state. Mortality is represented in the last line and column in the matrix. Recruitment vector was computed separately from the matrix (G) and after added to vector-matrix product. Diametric structure projections for 2015 (two consecutive periods) were compared to diametric structure observed in 2015 (Kolmogorov-Smirnov, at 5% significance). Models GT1; GT2 e GT3 were tested for an eight years period and all of them were able to satisfactory simulate diametric structure. Thus, Markov chain is an efficient tool to project seasonal deciduous forests dynamics upon silvicultural interventions, which strengths its importance as a tool for forest management.

Key-words: modeling, transition matrix, silvicultural treatments.

4.1 INTRODUÇÃO

Modelos são a representação simplificada de aspectos da realidade, eles nos ajudam a antecipar e descrever o comportamento de sistemas. Na área florestal, projeções da produção podem ser realizadas por meio de modelos de prognose, que representam a dinâmica natural da comunidade, podendo abranger crescimento e mortalidade, além de outras mudanças na composição e estrutura da floresta (Vanclay, 1994).

Dentre os modelos de prognose usados em florestas, aqueles que descrevem o crescimento das árvores são os mais empregados e podem ser divididos da seguinte forma: 1. Modelos de povoamento total; 2. Modelos de árvores individuais; e 3. Modelos de distribuição por classe de tamanho (ou classes diamétricas) (Daniels & Burkhart, 1988; Vanclay, 1994). Os modelos de distribuição por classe de tamanho são os mais utilizados para prognose em florestas em razão da facilidade de obtenção dos dados, ou seja, os diâmetros das árvores (DAP). Estes modelos incluem as matrizes de transição ou cadeias de Markov (Vanclay, 1994).

As cadeias de Markov apresentam a razão de movimentação e outros detalhes sumarizados em uma matriz, de modo que as projeções de crescimento possam ser feitas em uma única multiplicação de matrizes. Partem do pressuposto que, uma árvore em uma determinada classe diamétrica, tem a probabilidade de se deslocar para a classe seguinte, sempre levando em consideração duas premissas, a estacionária e a markoviana.

Na premissa estacionária estes modelos assumem que as probabilidades de transição entre as classes diamétricas não mudam ao longo das projeções realizadas. Já a premissa markoviana (memória markoviana), condiciona que a probabilidade de ocorrer um estado futuro, por exemplo, a mortalidade em determinada classe diamétrica, está condicionada unicamente pelo estado imediatamente anterior, não dependendo da história mais remota da comunidade. Ou seja, os estados anteriores possuem pouca importância para a predição dos estados seguintes, desde que o atual estado seja conhecido (Burkhardt & Tomé, 2012; Scolforo, 2006; Vanclay, 1994).

Estas premissas restringem a aplicação dos modelos markovianos para intervalos muito longos de tempo e para grandes amplitudes temporais. Entretanto, embora apresentem estas limitações, possuem vasta aplicabilidade, uma vez que possibilita conhecer como o número de árvores por classe de diâmetro evolui ao longo de intervalos pré-determinados de tempo, e demonstram como a vegetação se comportará em razão de alterações pretéritas importantes do ponto de vista do manejo florestal, como diferentes intensidades de colheita e cortes de limpeza e liberação da competição (Teixeira et al., 2007; Vasconcelos et al., 2009; Stepka et al., 2010; Lana et al., 2015). Contudo, apesar de sua vasta aplicabilidade, há poucos registros que avaliam seu emprego para o planejamento do manejo florestal no Cerrado (Oliveira, 2006; Rufini, 2014).

Assim, fundamentando-se nas premissas relativas aos modelos markovianos, este trabalho avaliou a hipótese de que esses modelos são capazes de prognosticar a estrutura diamétrica da floresta por um período de oito anos. O objetivo deste estudo foi desenvolver modelos markovianos e testar sua capacidade preditiva para diferentes tratamentos silviculturais aplicados em uma FE no Cerrado. Os objetivos específicos deste trabalho foram: projetar a distribuição diamétrica em intervalos de quatro anos, utilizando a Cadeia de Markov para cada tratamento, a partir das medições do diâmetro à altura do peito (DAP) dos anos de 2003 e 2007 (1); avaliar a qualidade das projeções realizadas com a matriz 2003-2007 para o ano de 2015 (duas projeções consecutivas) (2); avaliar o comportamento em longo prazo de cada tratamento através dos autovalores da matriz de transição (λ)(3).

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo, a coleta de dados e os tratamentos silviculturais estão descritos nos itens 3.2.1 a 3.2.3.

4.2.1 Cadeia de Markov

4.2.1.1 Intervalos de classe das matrizes

A seleção do intervalo de classes nas matrizes foi baseada nas características da amostra, na estrutura diamétrica e seu comportamento durante o período de calibração. Foram definidos da seguinte forma: primeiramente, foram testados intervalos de classes de três e cinco centímetros de diâmetro. O intervalo de classe de três centímetros derivou em um número muito grande de classes com pequena quantidade de indivíduos em cada uma. Nestas classes não foram observadas quaisquer movimentações ou mortalidades, ocorrendo assim, muitos estados intermediários ou absorventes.

O intervalo de cinco centímetros, por compreender uma maior quantidade de árvores, minimizou esses problemas, por isso foi o escolhido. Optou-se pela utilização de seis classes, a primeira entre $3 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 8 \text{ cm}$, e a última classe aberta, contendo todos os indivíduos com $\text{DAP} \geq 28 \text{ cm}$, minimizando assim, a ocorrência de estados intermediários absorventes (Roitman & Vanclay, 2015).

4.2.1.2 Probabilidades de transição

Uma cadeia de Markov pode assumir k estados: S_1, \dots, S_k , de tal forma que a probabilidade de transição entre um estado S_i para um estado S_j , seja p_{ij} (p_{ij} é um valor que depende apenas de S_i e S_j), onde $i = 1, \dots, k$ e $j = 1, \dots, k$. Logo, a matriz de transição da cadeia de Markov é uma matriz (P) quadrada de $k \times k$ com elementos p_{ij} , na qual a soma das probabilidades de cada coluna deve ser 1 e p_{ij} deve ser maior ou igual a zero (De Groot, 1989). Segue a representação da matriz (Equação 4.1). Nos modelos markovianos, as probabilidades de uma árvore morrer, crescer (e mudar de classe) ou ser colhida são constantes (Bruner & Moser Jr., 1973).

$$P = \begin{bmatrix} p_{11} & p_{12} & p_{13} & \dots & p_{1n} \\ p_{21} & p_{22} & p_{23} & \dots & p_{2n} \\ \vdots & \vdots & & \ddots & \\ p_{n1} & p_{n2} & p_{n3} & \dots & p_{ji} \\ m & m & m & \dots & m_{ij} \end{bmatrix} \quad (\text{Equação 4.1})$$

Os dados coletados nos anos de 2003 e 2007 foram utilizados para o desenvolvimento de modelos markovianos que descrevem a dinâmica da distribuição diamétrica da floresta estacional sem intervenções, e após a aplicação de dois tratamentos silviculturais: GT₁ (testemunha), GT₂ (retirada de todas as espécies lenhosas em um raio de um metro em relação às árvores desejáveis), e GT₃ (repetição do T2, incorporando a retirada de cipós de grande porte em toda a parcela). As probabilidades de transição do período (2003-2007) foram representadas na matriz G (Equação 4.2).

$$G = \begin{matrix} & i_1 & i_2 & i_3 & i_4 & i_5 & \dots & i_n \\ \begin{matrix} i_1 \\ i_2 \\ i_3 \\ i_4 \\ i_5 \\ \vdots \\ i_n \end{matrix} & \begin{bmatrix} a_1 & d_1 & d_2 & 0 & 0 & \dots & 0 \\ b_2 & a_2 & d_1 & d_2 & 0 & \dots & 0 \\ c_3 & b_3 & a_3 & d_1 & d_2 & \dots & 0 \\ 0 & c_4 & b_4 & a_4 & d_1 & \dots & 0 \\ 0 & 0 & c_5 & b_5 & a_5 & \dots & d_n \\ \vdots & \vdots & \vdots & & & \ddots & \\ 0 & 0 & 0 & c_n & b_n & & a_n \end{bmatrix} \\ & \end{matrix} \quad (\text{Equação 4.2})$$

Onde:

i_n = i -ésima classe de diâmetro;

a_i , b_i , c_i = são as probabilidades de uma árvore viva permanecer na mesma classe diamétrica (a_i), mudar para a classe diamétrica subsequente (b_i) ou, ainda, mudar duas classes (c_i);

d = probabilidade de uma árvore retroceder uma (d_1) ou duas classes (d_2).

Estas probabilidades foram obtidas conforme as equações apresentadas a seguir (Equações 4.3 - 4.8):

$$a_i = \frac{\text{número de árvores vivas que permaneceram na } i - \text{ésima classe diamétrica no período de tempo } (\Delta t)}{\text{número de árvores existentes na } i - \text{ésima classe diamétrica no tempo } t_1}$$

(Equação 4.3)

$$b_i = \frac{\text{número de árvores vivas que migraram da } i - \text{ésima classe diamétrica para a } i - \text{ésima classe diamétrica} + 1 \text{ no período de tempo } (\Delta t)}{\text{número de árvores existentes na } i - \text{ésima classe diamétrica no tempo } t_1}$$

(Equação 4.4)

$$c_i = \frac{\text{número de árvores vivas que migraram da } i - \text{ésima classe diamétrica para a } i - \text{ésima classe diamétrica} + 2 \text{ no período de tempo } (\Delta t)}{\text{número de árvores existentes na } i - \text{ésima classe diamétrica no tempo } t_1}$$

(Equação 4.5)

As árvores que tiveram incremento negativo durante o intervalo de tempo analisado (2003-2007), e retrocederam para a classe anterior, também foram consideradas na matriz de transição. Seus decrementos não foram considerados como zero, e sim, o valor real. A redução de diâmetro ocorre naturalmente em florestas tropicais (Condit et al., 1993; López-Ayala et al., 2006; Martínez Pastur et al., 2007; Roitman et al., 2008; Roitman & Vanclay, 2015), e nem sempre eles devem ser atribuídos a erros de medição que ocorrem em inventários sucessivos, por isso foram aqui considerados.

$$d_1 = \frac{\text{número de árvores vivas que retrocederam da } i - \text{ésima classe diamétrica para a classe diamétrica} - 1 \text{ no período de tempo } (\Delta t)}{\text{número de árvores existentes na } i - \text{ésima classe diamétrica no tempo } t_1}$$

(Equação 4.6)

$$d_2 = \frac{\text{número de árvores vivas que retrocederam da } i - \text{ésima classe diamétrica para a classe diamétrica} - 2 \text{ no período de tempo } (\Delta t)}{\text{número de árvores existentes na } i - \text{ésima classe diamétrica no tempo } t_1}$$

(Equação 4.7)

Onde:

t_1 : início do período de tempo considerado;

t_2 : fim do período de crescimento considerado;

Δt : intervalo de tempo entre o início e o fim do período de tempo considerado ($t_2 - t_1$).

É importante ressaltar que:

- Para a_1 , b_1 , c_1 , d_1 e d_2 , a condição é que a árvore continue viva e não seja colhida no intervalo de tempo considerado.
- A soma das probabilidades de cada coluna da matriz deve ser 1, e P_{ij} deve ser maior ou igual a zero.

A probabilidade de mortalidade das árvores foi calculada conforme descrito na equação apresentada a seguir:

$$m_1 = \frac{\text{número de árvores mortas na } i - \text{ésima classe diamétrica no intervalo de tempo } (\Delta t)}{\text{número de árvores existentes na } i - \text{ésima classe diamétrica no tempo } t_1}$$

(Equação 4.8)

Em 2007 não foi avaliado o recrutamento dos tratamentos. Deste modo, utilizou-se o intervalo 2003-2015 para estimar a taxa de recrutamento anual. A partir da taxa estimada realizou-se uma nova estimativa para um intervalo de quatro anos com a finalidade de coincidir com o intervalo estimado pela matriz de transição. O recrutamento foi estimado pelo modelo algébrico proposto por Sheil & May (1996) (Equação 4.9).

$$R = \left(1 - \left(\frac{1-r}{N_t} \right)^{1/\Delta t} \right) \times 100$$

(Equação 4.9)

Onde:

R = taxa de recrutamento anual (%/ano);

Δt = intervalo de tempo entre inventários (anos);

N_t = número final de árvores sobreviventes depois de t (ind.);

r = número de árvores recrutadas (ind.).

Após estimados os valores de recrutamento por classe de diâmetro para o intervalo de quatro anos, esses valores foram transformados em razão de recrutamento (r_i), conforme a equação 4.10, e incorporados às projeções realizadas com a matriz de transição.

$$r_i = \frac{\text{número estimado de recrutas por classe de diâmetro da } i - \text{ésima classe}}{\text{número total de indivíduos da } i - \text{ésima classe}} \quad (\text{Equação 4.10})$$

4.2.1.3 Projeção da estrutura da floresta

A projeção da estrutura da floresta seguiu o que foi descrito por Pulz et al. (1999). O vetor recrutamento foi computado de forma separada da matriz (G) e, posteriormente, adicionado ao produto vetor-matriz, conforme representado na Equação 4.11.

$$Y' = G \cdot Y_{it} + R_{it} \quad (\text{Equação 4.11})$$

Onde:

Y' = vetor de número de árvores projetadas para o período $t + \Delta t$;

G = matriz de probabilidade de transição;

Y_{it} = vetor de frequências observadas da classe de diâmetro;

R_{it} = recrutamento observado no período.

A forma matricial da Equação 4.11 é a Equação 4.12:

$$\begin{bmatrix} Y_{1t + \Delta t} \\ Y_{2t + \Delta t} \\ Y_{3t + \Delta t} \\ \vdots \\ Y_{nt + \Delta t} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} a_1 & d_1 & d_2 & 0 & 0 & \dots & 0 \\ b_2 & a_2 & d_1 & d_2 & 0 & \dots & 0 \\ c_3 & b_3 & a_3 & d_1 & d_2 & \dots & 0 \\ 0 & c_4 & b_4 & a_4 & d_1 & \dots & 0 \\ 0 & 0 & c_5 & b_5 & a_5 & \dots & \vdots \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 0 & 0 & 0 & \dots & c_n & b_n & a_n \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} Y_{1t} \\ Y_{2t} \\ Y_{3t} \\ \vdots \\ Y_{nt} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} R_{1t} \\ R_{2t} \\ R_{3t} \\ \vdots \\ R_{nt} \end{bmatrix} \quad (\text{Equação 4.12})$$

Onde:

$Y_{n+\Delta t}$ = projeção para n períodos Δt ;

Y_{nt} = vetor de frequências observadas das classes diamétricas;

R_{nt} = vetor de recrutamento das classes diamétricas;

Quando a projeção da estrutura da floresta é realizada para dois períodos de tempo, a equação 4.12 evolui para a forma descrita em Pulz et al. (1999) (Equação 4.13):

$$Y_{2\Delta t} = G^2 \times Y_0 + G \times R_{1t} + R_{12} \quad (\text{Equação 4.13})$$

Generalizando a expressão para n períodos de tempo (Equação 4.14):

$$Y_{n+\Delta t} = G^n \cdot Y_0 + \sum_{i=0}^{n-1} G^i \cdot R_{(n-1)} \quad (\text{Equação 4.14})$$

Onde:

n = períodos de prognose;

$Y_{n+\Delta t}$ = projeção para n períodos Δt ;

O método da matriz de transição realiza a projeção da estrutura da floresta somente em intervalos múltiplos do período equivalente entre as duas medições utilizadas (Bruner & Moser Jr., 1973). Assim, a projeção efetuada a partir dos inventários de 2003 e 2007, só possibilita conhecer a estimativa da produção para o intervalo de tempo de quatro anos ou múltiplos deste intervalo, como por exemplo, 2011, 2015, 2019, e assim sucessivamente.

4.2.2 Avaliação da qualidade das projeções da matriz 2003-2007, para o ano de 2015

As projeções da estrutura diamétrica para o ano de 2015 (dois períodos consecutivos) foram comparadas com a estrutura diamétrica observada em 2015 por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov, a 5% de significância ($p < 0,05$). Essa avaliação é importante para saber se o modelo proposto é confiável para projetar o comportamento futuro da floresta. Este método de validação das prognoses também foi utilizado por Austregésilo et al. (2004), Vasconcelos et al. (2009) e Roitman & Vanclay (2015).

4.2.3 Comportamento da vegetação no longo prazo

Toda matriz possui um autovalor (λ) e um autovetor (vetor de proporção) correspondente, sendo esta uma propriedade matemática. À medida que são realizadas projeções consecutivas, tendendo ao infinito, o autovetor tende a se estabilizar. Ele será sempre o mesmo, por mais que novas projeções sejam realizadas. Esse autovetor possui um λ

correspondente (λ), chamado de lambda dominante. O comportamento no longo prazo da população pode ser definido por este lambda dominante (λ). Assim, o valor estabilizado do vetor de proporção e seu λ correspondente, correspondem à taxa de crescimento da população a partir da interferência realizada (Freckleton, et al., 2003).

O vetor de proporção foi obtido dividindo-se o número estimado de recrutas de cada classe pelo número total de indivíduos daquela classe. O lambda foi obtido dividindo-se o número total de indivíduos da população inicial, pelo número total de indivíduos estimados para o final do período projetado. Tanto o vetor de proporção, quanto o lambda foram calculados sucessivamente para cada período projetado, até a estabilização do vetor de proporção, quando o lambda correspondente foi então anotado. Os lambdas obtidos a partir de cada modelo foram assim interpretados:

- Se $\lambda > 1$, a população é viável e está aumentando;
- Se $\lambda < 1$, a população está em declínio;
- Se $\lambda = 0$, a população está em equilíbrio.

4.2.4 Simulação da estrutura diamétrica em longo prazo

Em se tratando da produção florestal, o longo prazo é caracterizado por períodos que compreendem intervalos maiores do que 20 anos, incluindo escolha de espécies e modificações no sistema silvicultural (Schneider, 2009). Após a validação dos modelos, foram realizadas projeções para o período de 52 anos (múltiplo do intervalo de 4 anos), com a finalidade de observar o comportamento em termos de estrutura diamétrica da floresta no longo prazo após aplicados os tratamentos silviculturais.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Projeção da distribuição diamétrica

No T1 (testemunha) foram observados 219 indivíduos recrutados, sendo que a maior parte deles estavam na primeira classe diamétrica (Tabela 4.1). Este valor representa mais que o dobro de indivíduos recrutados para os T2 (retirada de todas as espécies lenhosas em um raio de um metro em relação às árvores desejáveis) e T3 (repetição do T2, incorporando a retirada de cipós de grande porte em toda a parcela), os dois com 91 indivíduos. A

liberação da competição realizada no T2 e no T3 em 2003 suprimiu indivíduos lenhosos que faziam parte do estrato regenerante (indivíduos com DAP < 3cm) e estavam em um raio de um metro das árvores desejáveis. Por isso, os tratamentos 2 (T2) e 3 (T3) tiveram poucos indivíduos recrutados.

Tabela 4.1. Distribuição diamétrica (Y), movimentação entre classes, mortalidade e recrutamento, observados na amostra durante o período de 2003 a 2007 para o Tratamento 1, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.

Centro da classe	Y ₂₀₀₃	Y ₂₀₀₇	Movimentação diamétrica					M	R
			R2	R1	P	A1	A2		
5,5	595	713			501	74		20	209
10,5	75	151		2	68	5			8
15,5	25	24	1	1	17	4	1	1	2
20,5	7	10			5	1		1	0
25,5	4	4		1	2	1			0
≥ 30,5	7	8			7				0
Total	713	910						22	219

R2= retrocederam duas classes; R1= retrocederam uma classe; P= permaneceram na classe; A1= avançou uma classe; A2= avançou duas classes; M= número de indivíduos mortos, R= número de indivíduos recrutados.

Em 2007, todos os tratamentos apresentaram indivíduos com incremento negativo. Houve pouca variação na quantidade entre os tratamentos, 35 para o T1, 30 para o T2 e 26 para o T3, que representam respectivamente 5,3%, 5,1%, e 4,2% do total de indivíduos. Esta redução no DAP entre inventários consecutivos ocorre naturalmente em florestas tropicais, e é bem documentada na literatura científica (Condit et al., 1993; Martínez Pastur et al., 2007; Roitman et al., 2008; Roitman & Vanclay, 2015) e não pode ser atribuída somente a erros de medição cometidos nos inventários.

As causas da redução de diâmetro podem ser as mais variadas, dentre elas, o estresse causado pelos períodos de estiagem, bastante comum em florestas estacionais tropicais (López-Ayala et al. 2006), indivíduos suprimidos pela competição, árvores perto da senescência, danos à copa, perda de casca em indivíduos que apresentam esta característica (Martínez Pastur et al., 2007), inclusive fatores associados aos procedimentos próprios da medição durante a coleta de dados.

O T3 apresentou a maior porcentagem de árvores migrando para a classe diamétrica seguinte, 17% (106 árvores), comparativamente ao T1, 12% (86 árvores) e T2, 15% (100 árvores) (Tabelas 4.2 e 4.3). Isso indica que os tratamentos silviculturais (T2 e T3) foram

eficientes em favorecer o crescimento diamétrico das árvores de forma suficiente para que elas migrassem para a classe seguinte.

Tabela 4.2. Distribuição diamétrica (Y), movimentação entre classes, mortalidade e recrutamento, observados na amostra durante o período de 2003 a 2007 para o Tratamento 2, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.

Centro da classe	Y ₂₀₀₃	Y ₂₀₀₇	Movimentação diamétrica			M	R	
			A1	P	A1			A2
5,5	459	478		386	63	1	9	90
10,5	120	156	2	90	25		3	1
15,5	36	53	2	26	7		1	0
20,5	16	18	1	11	4			0
25,5	5	9		5				0
≥ 30,5	7	8		7				0
Total	643	722					12	91

R1= retrocederam uma classe; P= permaneceram na classe; A1= avançou uma classe; A2= avançou duas classes; A3= avançaram três classes; M= número de indivíduos mortos, R= número de indivíduos recrutados.

Tabela 4.3. Distribuição diamétrica (Y), movimentação entre classes, mortalidade e recrutamento, observados na amostra durante o período de 2003 a 2007 para o Tratamento 3, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.

Centro da classe	Y ₂₀₀₃	Y ₂₀₀₇	Movimentação diamétrica			M	R	
			R1	P	A1			A2
5,5	531	527		432	79	1	19	93
10,5	78	139	2	58	16		2	0
15,5	24	33	2	15	7			0
20,5	11	14	1	6	3		1	0
25,5	5	7	1	4				0
≥ 30,5	4	4		4			0	0
Total	653	724					22	93

R1= retrocederam uma classe; P= permaneceram na classe; A1= avançou uma classe; A2= avançou duas classes; M= número de indivíduos mortos, R= número de indivíduos recrutados.

De modo geral, os tratamentos T1, T2 e T3 apresentaram uma alta razão de permanência em todas as classes diamétricas ($\geq 0,5$), sendo maior que a razão de mortalidade e de transição somadas (Tabelas 4.4, 4.5 e 4.6). O curto intervalo entre as medições dos diâmetros (quatro anos) diminuiu a probabilidade de as árvores migrarem para as próximas classes diamétricas. Em amplitudes temporais menores, a probabilidade de migração de classe é menor, e observa-se o contrário em amplitudes maiores (Ebling et al., 2012; Lana et al., 2015). De acordo com Roitman & Vanclay (2015), curtos períodos de calibração geram projeções mais confiáveis.

Tabela 4.4. Matriz de transição para o modelo G_{T1} , onde m representa a mortalidade, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.

Centro da classe	5,5	10,5	15,5	20,5	25,5	$\geq 30,5$	m
5,5	0,842	0,027	0,040				
10,5	0,124	0,907	0,040				
15,5		0,067	0,680				
20,5			0,160	0,714	0,250		
25,5			0,040	0,143	0,500		
$\geq 30,5$					0,250	1,000	
m	0,034	0,000	0,040	0,143	0,000	0,000	1,000

Tabela 4.5. Matriz de transição para o modelo G_{T2} , onde m representa a mortalidade, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.

Centro da Classe	5,5	10,5	15,5	20,5	25,5	$\geq 30,5$	m
5,5	0,841	0,017					
10,5	0,137	0,750	0,056				
15,5	0,002	0,208	0,722	0,063			
20,5			0,194	0,688			
25,5				0,250	1,000		
$\geq 30,5$			0,028			1,000	
m	0,020	0,025	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000

Tabela 4.6. Matriz de transição para o modelo G_{T3} , onde m representa a mortalidade, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.

Centro da Classe	5,5	10,5	15,5	20,5	25,5	$\geq 30,5$	m
5,5	0,814	0,026					
10,5	0,149	0,744	0,083				
15,5	0,002	0,205	0,625	0,091			
20,5			0,292	0,545	0,200		
25,5				0,273	0,800		
$\geq 30,5$						1,000	
m	0,036	0,026	0,000	0,091	0,000	0,000	1,000

Para as parcelas que receberam as intervenções silviculturais, a razão de transição foi maior nas quatro primeiras classes diamétricas, mas reduziu drasticamente nas duas últimas (Figura 4.1). A redução da razão de transição nas últimas classes diamétricas pode ser atribuído ao baixo número de indivíduos nas últimas classes diamétricas, e não necessariamente ao menor efeito dos tratamentos silviculturais.

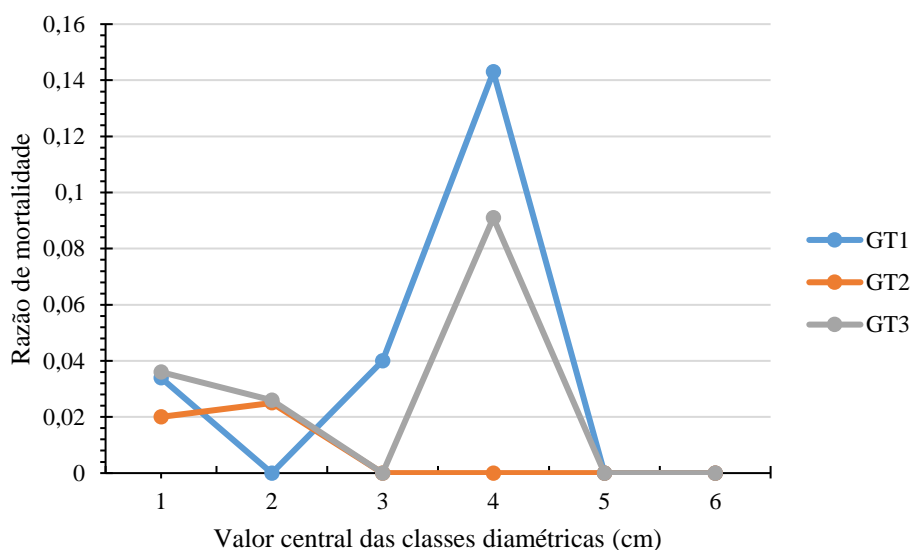


Figura 4.1. Razões de transição por classe diamétrica dos modelos markovianos estudados (G_{T1} ; G_{T2} e G_{T3}), em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.

A razão de mortalidade não apresentou padrão claro entre as classes diamétricas (Figura 4.2). Em todos os tratamentos não foram observados registros de mortalidade dentro das classes cinco e seis.

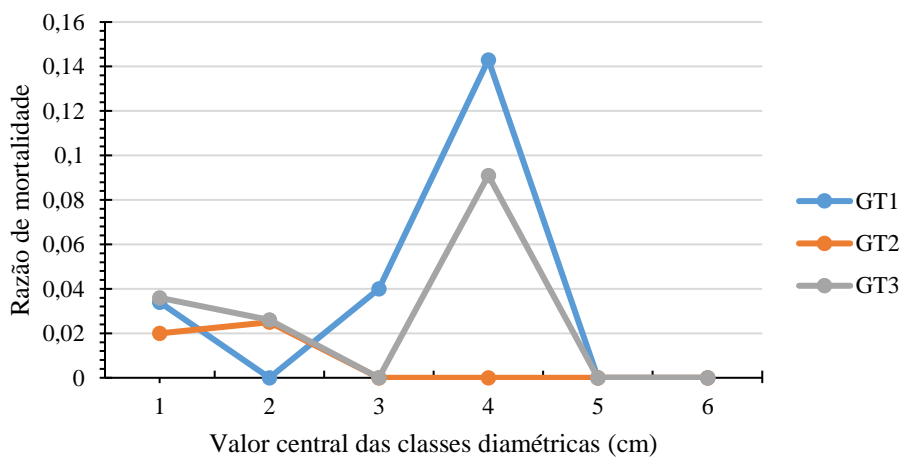


Figura 4.2. Razões de mortalidade por classe diamétrica dos modelos markovianos estudados (G_{T1} ; G_{T2} e G_{T3}), em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.

4.3.2 Avaliação da qualidade das projeções da matriz no período de 2003 a 2007 para o ano de 2015

Todos os modelos (G_{T1} , G_{T2} e G_{T3}) foram capazes de simular a estrutura diamétrica de forma satisfatória quando projetados por dois períodos consecutivos (oito

anos) (Tabela 4.7). Todos os modelos foram capazes de refletir a dinâmica da estrutura da floresta para o período de oito anos. As alterações produzidas na floresta devido a aplicação dos tratamentos T2 e T3 puderam ser previstas nas projeções com as matrizes por dois períodos consecutivos. Este fato confirma a Cadeia de Markov como ferramenta para projetar a dinâmica de comunidades de florestas naturais que sofreram intervenções silviculturais, contribuindo com o planejamento das atividades que envolvem o manejo florestal.

Tabela 4.7. Distribuições diamétricas observadas (Y) *versus* (\hat{Y}) projetadas para um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO, para o ano de 2015 para todos os tratamentos, pelas matrizes de 2003/2007 ($G_{2003-2007}$) e validação dos modelos markovianos de acordo com Kolmogorov-Smirnov ($p > 0,05$); os valores em negrito representam a classe na qual foi considerado o D_{max} = desvio absoluto máximo entre distribuições cumulativas observadas e prognosticadas; D_{α} = valor crítico dado pelo Kolmogorov-Sminov ($p > 0,05$).

Centro da classe diamétrica (cm)	Y _{2015/T1}	$\hat{Y}_{2015/T1}$	Y _{2015/T2}	$\hat{Y}_{2015/T2}$	Y _{2015/T3}	$\hat{Y}_{2015/T3}$
5,5	998	902	483	509	517	525
10,5	255	323	197	213	184	221
15,5	55	36	54	94	43	73
20,5	7	14	23	30	12	27
25,5	4	5	9	19	10	13
≥30,5	8	10	8	11	3	4
Total de indivíduos	1327	1291	774	876	769	858
D_{max}	0,052 ^{ns}		0,055 ^{ns}		0,064 ^{ns}	
D_{α}	0,053		0,067		0,067	

^{ns} Não há diferença significativa entre a distribuição observada e prognosticada.

A projeção da estrutura por dois períodos consecutivos (oito anos) permite que ações de manejo da floresta possam ser planejadas no médio prazo. A partir de dados confiáveis de distribuição diamétrica da comunidade manejada, pode ser gerada uma série de informações como estimativas da quantidade de indivíduos, do volume de colheita esperado, do ciclo de corte (Sanquetta et al., 1996).

A Cadeia de Markov já havia sido empregada com sucesso na projeção da estrutura diamétrica em florestas naturais (Teixeira et al., 2007; Stepka et al, 2010; Ebling et al., 2012; Roitman & Vanclay, 2015; Lana et al., 2015), porém, ainda pouco se sabe a respeito da sua aplicabilidade em povoamentos que passaram por intervenções relacionadas ao manejo florestal

no Cerrado, como retratado nesta pesquisa. Os trabalhos relacionados a intervenções silviculturais e manejo já publicados foram realizados em outros biomas e não no bioma Cerrado (Souza et al., 2014; Vasconcelos et al., 2009; Sanquetta et al., 1996). E não se tem conhecimento de resultados de outras pesquisas que, relacionam intervenções de manejo a validação das projeções por dois ou mais períodos consecutivos, demonstrando a importância dos resultados obtidos a partir deste trabalho.

4.3.3 Comportamento da vegetação ao longo do tempo

O lambda dominante (λ) reflete o comportamento da comunidade no longo prazo. Conforme constatado, nenhum dos tratamentos silviculturais aplicados na floresta provocou o declínio da comunidade. Em todos os modelos avaliados ($G_{T1} = 1,003$; $G_{T2} = 1,005$; e $G_{T3} = 1,002$), os autovalores obtidos foram maiores do que um ($\lambda > 1$), ou seja, para todos os modelos a população é viável e está aumentando. Os valores de lambda para T2 e T3 revelam que os modelos de manejo aplicados não provocarão erradicação da comunidade ao longo do tempo conforme descrito em Freckleton et al. (2003).

4.3.4 Simulação da estrutura diamétrica no longo prazo

De modo geral, haverá aumento no número de indivíduos para todas as classes em todos os modelos (Figura 4.3- A, B e C). Por se tratar de uma floresta secundária, este aumento pode indicar que ela está em franco crescimento e desenvolvimento estrutural, estimulada pelas operações de retirada seletiva de árvores por ocasião da implantação do experimento, em 2003. Destaca-se que no T1 não foram realizadas intervenções de retirada de indivíduos para diminuir a competição, como nos demais tratamentos, assim, a quantidade inicial de indivíduos (registrada em 2003) foi maior quando comparada à dos demais tratamentos, ou seja, 1.336, 766 e 771 indivíduos para T1, T2 e T3, respectivamente.

Conforme é possível observar na figura 3-C, na última classe do T3 o número de indivíduos permaneceu constante, e não aumentou ao longo das projeções. Isso aconteceu porque no período entre 2003 e 2007 não foram registrados para esta classe nenhum recrutamento ou mortalidade, e isso se refletiu nas projeções seguintes.

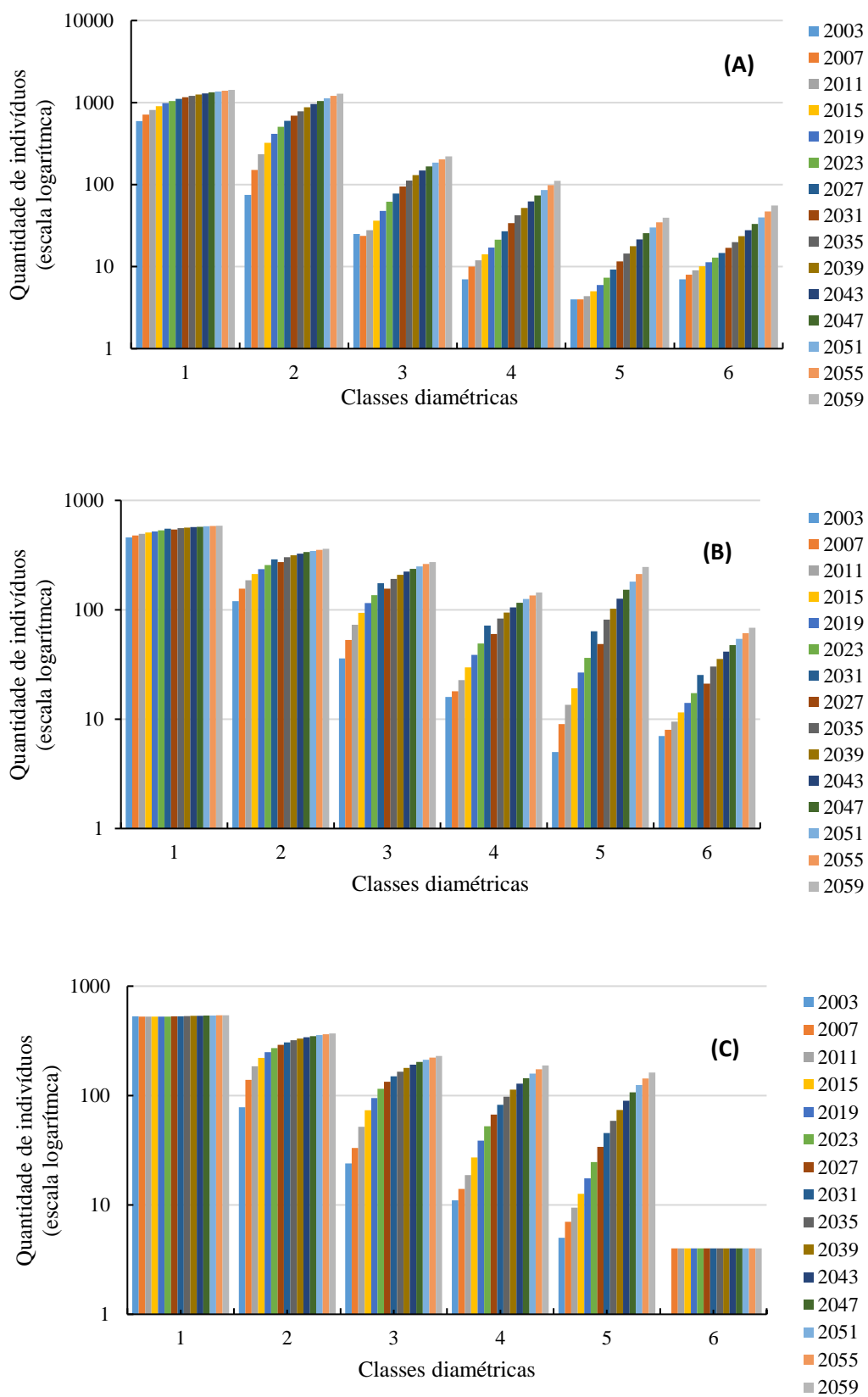


Figura 4.3. Projeções da distribuição diamétrica para os próximos 52 anos em A) T1, B) T2 e C) T3, em um remanescente de floresta estacional semidecidual, no município de Pirenópolis, GO.

A partir da interpretação de histogramas de frequência de número de indivíduos por classes diamétricas é possível observar a situação atual da vegetação e indicar possíveis perturbações passadas na comunidade (Daubenmire, 1968). Eventos desta natureza podem ser interpretados na forma de interrupções entre as classes diamétricas, indicando que o ciclo de vida dos indivíduos não estaria se completando (Paula et al., 2004). Os histogramas dos T2 e T3 não apresentaram interrupções na quantidade de indivíduos entre as classes diamétricas ao longo das projeções, sendo de certa forma, semelhantes ao do T1. Portanto, a remoção dos indivíduos competidores nos T2 e T3 não provocará alterações deletérias em termos estruturais nas parcelas destes dois tratamentos conforme as projeções com a cadeia de Markov.

4.4 CONCLUSÕES

- A cadeia de Markov é uma ferramenta eficiente para projetar a dinâmica de florestas estacionais semidecíduais sob intervenções silviculturais, por até dois períodos consecutivos, o que destaca sua importância como ferramenta para o manejo florestal;
- Os modelos de manejo aplicados não provocarão erradicação da comunidade ao longo dos anos, e no longo prazo, todos os tratamentos aumentarão a quantidade de indivíduos nas classes diamétricas.

4.5 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AUSTREGÉSILO, S. L.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; SOUZA, A. L.; MEUNIER, I. M. J.; SANTOS, E. S. Comparação de métodos de prognose da estrutura diamétrica de uma floresta estacional semidecidual secundária. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.28, n.2, p.227-232, 2004.

BURKHART, H.; TOMÉ, M. Growth and Yield Models for Uneven-Aged Stands, in: **Modelling Forest Trees and Stands**. Dordrecht: Springer Science+Business Media, 457p. 2012. DOI 10.1007/978-90-481-3170-9.

BRUNER, H. D.; MOSER JUNIOR, J. W. A Markov Chain approach to the prediction of diameter distributions in uneven-aged Forest stands. **Canadian Journal of Forest Research**, Ontario. 3: 409-417. 1973.

CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B., Mortality and growth of a commercial hardwood 'el cativo', *Prioria copaiifera*, in Panama. **Forest Ecology Management**. 62, 107-122. 1993.

DANIELS, R. F.; BURKHART H. E. An integrated system of forest stand models. **Forest Ecology and Management**, 23: 159-77. 1988.

DAUBENMIRE, R. **Plant communities: a textbook of plant synecology**. New York, Harper e Row Publishers, 300 pp. 1968.

DE GROOT, M. H. **Probability and statistics**. Califórnia: Addecon – Wesley Publishing, 1989. 723p.

EBLING, A. A.; WATZLAWICK, L. F.; RODRIGUES, A. L.; LONGHI, S. J.; LONGHI, R. V.; ABRÃO, S. F. Acuracidade da distribuição diamétrica entre métodos de projeção em Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Rural**, v.42, n.6, jun, 2012.

FRECKLETON, R. P.; SILVA MATOS, D. M.; BOVI, M. L. A.; WATKINSON, A. R. Predicting the impacts of harvesting using structured population models: the importance of density-dependence and timing of harvest for a tropical palm tree. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, 846–858, 2003.

LANA, M. D.; PÉLLICO NETTO, S.; CORTE. A. P. D.; SANQUETTA, C. R.; EBLING, A. A. Prognose da Estrutura Diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta e Ambiente**. 2015; 22(1):71-78 <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.072914>. ISSN 2179-8087 (online).

LÓPEZ-AYALA, J. L.; VALDEZ-HERNANDÉZ, J. I.; TERRAZAS, T.; VALDEZ-LAZAALDE, J. R. Diameter growth for tree species in a semidecídúos tropical forest at Colima, México. **Agrociencia** 40:139-147. 2006.

MARTÍNEZ PASTUR, G.; LENCINAS, M. T.; CELLINI, J. M.; MUNDO, I. Diameter growth: can live trees decrease? **Forestry**, Vol. 80, No. 1, 2007. Pág.83-88.

OLIVEIRA, M.C. de; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. de; OLIVEIRA, A. D. de; ACERBI JÚNIOR, F. W. Avaliação de diferentes níveis de intervenção na florística, diversidade e similaridade de uma área de cerrado *stricto sensu*. **Revista Cerne**, Lavras, v.12, n.4, p.342-349, 2006.

PAULA, A.; SILVA, A.F.; DE MARCO JÚNIO, P.; SANTOS, F.A.M.; SOUZA, A.L. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta botânica brasílica**, v.18, n. 03, São Paulo, 2004.

PULZ, F. A.; SCOLFORO, J. R. S.; OLIVEIRA, A. D.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Acuracidade de predição da distribuição diamétrica de uma floresta inequiânea com a matriz de transição. **Revista Cerne**, V.5, N.1, P.001-014, 1999.

ROITMAN, I ; FELFILI, J. M.; REZENDE, A. V. Tree dynamics of a fire-protected cerrado *sensu stricto* surrounded by forest plantations over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. **Plant Ecology** 197: 255-267. 2008.

ROITMAN, I.; VANCLAY, J. K. Assessing size–class dynamics of a neotropical gallery forest with stationary models. **Ecological Modelling**, 297:118-125. 2015.

RUFINI, A.L. **Uso Múltiplo e Sustentável do Cerrado sensu stricto: utilizando programação linear inteira**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Lavras, 2014. 81p.

SANQUETTA, C.R.; BRENA, D.A.; ANGELO, H.; MENDES, J.B. Matriz de transição para simulação da dinâmica de florestas naturais sob diferentes intensidades de corte. **Ciência Florestal**, v.6, n.1, p.65-78. 1996.

SCOLFORO, J. R. S. **Manejo florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1998. 110 p.

SCOLFORO, J. R. S. **Biometria Florestal: modelos de crescimento e produção florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 393p. 2006.

SCHNEIDER, P.R. **Manejo Florestal: Planejamento da Produção Florestal**. Santa Maria: CEPEF/FATEC/UFSM. 613p. 2009.

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

SOUZA, C.R.; AZEVEDO, C.P.; ROSSI, L.M.B.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N. Projection of diametric distribution and carbon stock of a managed forest in Manaus/AM. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 44, n. 3, p. 525 - 534, jul. / set. 2014.

STEPKA, T.F.; DIAS, A.N.; FIGUEIREDO FILHO, A.; MACHADO, S.A.; SAWCZUK, R. Prognose da estrutura diamétrica de uma floresta Ombrófila Mista com os métodos de razão de movimentos e matriz de transição. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, V.30, n°64, p. 327-335, 2010.

TEIXEIRA, L. M.; CHAMBERS, J. Q.; SILVA, A. R.; LIMA, A. J. N.; CARNEIRO, V. M. C.; SANTOS, J. dos; HIGUCHI, N. Projeção da dinâmica da floresta natural de terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilística de Markov. **Acta Amazônica**, 37 (3):377-384. 2007.

VANCLAY, J. K. **Modelling forest growth and yield : applications to mixed tropical forests**, CAB International, Wallingford, UK. 312p. 1994.

VASCONCELOS, S. S.; HIGUCHI, N.; OLIVEIRA, M. V. N.; Projeção da distribuição diamétrica de uma floresta explorada seletivamente na Amazônia Ocidental. **Acta Amazonica**, 2009; 39 (1):71-80.<http://dx.doi.org/10.1590/S004459672009000100007>.

5. ANEXO

Anexo A. Compilação de taxas de dinâmica para comunidades de florestas estacionais e outros tipos florestais. t = é o intervalo de tempo entre as medições dos trabalhos analisados (anos). FES = floresta estacional semidecídua, FED = floresta estacional decídua, MG = mata de galeria, FOM = floresta ombrófila mista, CD = cerradão. Tratamentos T_1 , T_2 , T_3 = tratamentos 1, 2 e 3, respectivamente. ** = Taxas recalculadas com os dados fornecidos pelo autor do artigo de acordo com a fórmula de Shel & May (1996) para efeito de comparação com os resultados desta pesquisa (estes trabalhos utilizavam outras fórmulas que não a de Sheil & May 1996)). * = Taxas calculadas com base nos dados fornecidos pelo autor do artigo para efeito de comparação com os resultados desta pesquisa.

Nº	Referência	t	Área Amostrada (ha)	Tipo	Critério de inclusão	M (% ano ⁻¹)	R (% ano ⁻¹)	RN (% ano ⁻¹)	RAB (% ano ⁻¹)	E (ano)	T (ano)	ChN (% ano ⁻¹)	ChAB (% ano ⁻¹)	G (% ano ⁻¹)	P (% ano ⁻¹)	$T_{1/2}$ (ano)	T_2 (ano)
1	Werneck & Franceschinelli, (2004)	4	0,78	FED	DAP≥3,2 cm	5,00	2,10	3,6	2,4*	-19,6	22,8	-	-	2,6	2,2	14,1	33,7
2	Carvalho & Felfili 2011	6	1,0	FED	DAP≥5,0 cm	2,73**	5,00**	3,86**	-	9,56*	19,6**	-	-	-	-	-25,4**	13,9**
3	Marín et al. (2005)	7	2,0	FED	DAP≥10 cm	3,80	2,20	3,0*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	Marín et al. (2005)	7	2,0	FED	DAP≥10 cm	7,20	2,30	4,8*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	Guilherme et al. (2004)	7	1,6	FES	DAP≥5,0 cm	2,75**	1,12**	1,93**	3,701**	45,5	43,5**	-10,96	33,83	5,632**	-1,77	-25,2**	61,8**
6	Higuchi et al. (2008a)	5	1,8	FES	DAP≥5,0 cm	1,80	1,40	1,6*	2,1*	11*	44,5*	-1,8	-0,2	2,1	2,1	-39*	50*
7	Mews et al. (2011)	5	0,6	FES	DAP≥5,0 cm	3,95	2,76	3,355	2,16*	-12,6*	23,6	-	-	0,54	3,77	17,32	29,92
8	Meyer et al. (2015)	5	1,12	FES	DAP≥5,0 cm	3,30	2,78	3,0*	-	-	-	-0,57	-0,27	2,98	2,72	-	-
9	Oliveira Filho et al. (1997)	5	5,04	FES	DAP≥5,0 cm	2,56**	3,26**	2,91**	-	-	24,2**	3,71	14,3			-27,1**	21,24**
10	Oliveira Filho et al. (2007)	5	1,2	FES	DAP≥5,0 cm	2,50	1,80	2,1	1,7	-	-	-0,7	0,4	1,8	1,5	-	-

Continua....

Anexo A - Continuação.

Nº	Referência	t	Área Amostrada (ha)	Tipo	Critério de inclusão	M (% ano ⁻¹)	R (% ano ⁻¹)	RN (% ano ⁻¹)	RAB (% ano ⁻¹)	E (ano)	T (ano)	ChN (% ano ⁻¹)	ChAB (% ano ⁻¹)	G (% ano ⁻¹)	P (% ano ⁻¹)	T _{1/2} (ano)	T ₂ (ano)
10	Oliveira Filho et al. (2007)	5	1,2	FES	DAP≥5,0 cm	2,50	1,80	2,1	1,7	-	-	-0,7	0,4	1,8	1,5	-	-
11	Apolinário et at. (2005)	7	0,18	FES	DAP≥5,0 cm	3,65**	2,49**	3,07**	3,43**	16*	23,4**	-8	16,6	-	2,4	-19**	27,8**
12	Paiva et al. (2007)	10	0,5	FES	DAP≥10 cm	4,10**	4,13**	4,11**	-	0,3	17**	-	-	5,864**	-	-16,9**	16,78**
13	Oliveira et al. (2014)	10	1,5	FES	DAP≥4,77 cm	3,33	1,58	2,56	2,2	-	-	-	-	2,185	2,22	-20,8**	44**
14	Este trabalho (T1)	12	0,3	FES	DAP≥3,00 cm	1,66	6,68	4,17	5,328	39,3	30,1	5,378	5,816	7,192	3,464	-50	10
15	Este trabalho (T2)	12	0,3	FES	DAP≥3,00 cm	1,35	2,75	2,05	2,967	36,3	44,6	1,463	2,204	4,182	1,751	-63	26
16	Este trabalho (T3)	12	0,3	FES	DAP≥3,00 cm	1,41	2,75	2,08	5,271	27,8	39,4	1,371	3,891	6,247	4,294	-53	25
17	Silva & Araújo (2009)	14	0,5	FES	DAP≥3,18 cm	4,76**	3,72**	4,24**	-	1,9	17**	-	-	6,554**	-	-14,5**	18,7**
18	Rolim et al. (1999)	15	2,5	FES	DAP≥10 cm	1,51**	1,92**	1,71**	-	-	-	-	-	-	-	-46**	36,16**
19	Machado & Oliveira Filho (2010)	5	1,16	FES	DAP≥5,0 cm	3,15	2,28	2,18	2,19*	-	-	-0,89	-0,92	1,74	2,63	-	-
20	Salami et al. 2014	4	1,0	FOM	DAP≥5,0 cm	1,16	1,74	1,45	2,07*	-	-	0,62	2,17	3,1	1,03	-	-
21	Oliveira et al. (2014)	10	1,5	MG	DAP≥4,77 cm	2,58	1,21	1,95	1,58	-	-	-	-	1,19	1,58	-26,8**	57,2**
22	Oliveira & Felfili (2008)	19	3,02	MG	DAP≥10 cm	2,87	2,08	2,48	-	9,2	28,7	-	-	-	-	24,13	33,3
23	Oliveira et al. (2014)	10	1,5	CD	DAP≥4,77 cm	2,33	5,62	2,7	2,53	-	-	-	-	3,38	1,68	-30**	12,3**

