



**UNIVERSIDADE FEDERAL
DE
UBERLÂNDIA**



Instituto de Biologia

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais

**Diversidade, mudanças temporais e os efeitos de uma estação seca
prolongada na regeneração em floresta estacional decidual**

André Eduardo Gusson

André R. Terra Nascimento

(Orientador)

Maria Cristina Sanches

(Co-Orientadora)

Tese de doutorado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais, como
requisito para obtenção do título de Doutor.

Uberlândia, MG

Maio/2017

André Eduardo Gusson

**Diversidade, mudanças temporais e os efeitos de uma estação seca
prolongada na regeneração em floresta estacional decidual**

Tese de doutorado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais, como
requisito para obtenção do título de Doutor.

Orientador

André R. Terra Nascimento

Co-Orientadora

Maria Cristina Sanches

Uberlândia, MG

Maio/2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

- G982d
2017 Gusson, André Eduardo, 1981-
Diversidade, mudanças temporais e os efeitos de uma estação seca prolongada na regeneração em floresta estacional decidual / André Eduardo Gusson. - 2017.
113 f. : il.
- Orientador: André R. Terra. Nascimento.
Coorientadora: Maria Cristina Sanches
- Tese (doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.
Inclui bibliografia.
1. Ecologia – Teses. 2. Ecologia das florestas tropicais - Teses. 3. Secas - Meteorologia florestal - Teses. 3. Hidrologia florestal - Teses. 4. Florestas - Conservação - Teses. I. Nascimento, André R. Terra. II. Sanches, Maria Cristina. III. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. III. Título.

André Eduardo Gusson

Diversidade, mudanças temporais e os efeitos de uma estação seca prolongada na regeneração em floresta estacional decidual

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, como requisito para obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. Solon Jonas Longhi
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Profa. Dra. Ana Paula de Oliveira
Universidade Federal de Goiás

Prof. Dr. Marcelo Henrique Ongaro Pinheiro
Universidade Federal de Uberlândia - Campus Pontal

Prof. Dr. Vagner Santiago do Vale
Universidade Estadual do Goiás

Prof. Dr. André R. Terra Nascimento
Universidade Federal de Uberlândia

Uberlândia, MG
Maio/2017

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. André R. Terra Nascimento pela orientação, parceria, confiança, incentivo e importantes contribuições para o término do trabalho.

A Profa. Dra. Maria Cristina Sanches pela calma, tranquilidade e tempo disponibilizado na co-orientação da pesquisa.

Aos diretores, técnicos e funcionários do Instituto Estadual de Florestas (IEF) pela autorização da pesquisa no Parque Estadual do Pau Furado.

Aos amigos e professores que foram vinculados ao LEVe (Laboratório de Ecologia Vegetal) essenciais para minha formação acadêmica e profissional.

Aos alunos de Iniciação Científica pelo auxílio no trabalho de campo e coleta de dados da pesquisa.

A toda família pela compreensão da ausência e suportar a tensão nos momentos finais deste trabalho.

A todos que de alguma forma contribuíram de forma direta ou indireta para a realização deste trabalho.

A Universidade Federal de Uberlândia, ao Instituto de Biologia e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais pela oportunidade de realização do curso de doutorado.

Sumário

Lista de Figuras.....	vii
Lista de Tabelas.....	ix
 INTRODUÇÃO GERAL.....	 1
 Capítulo 1: A floresta estacional decidual no contexto das mudanças climáticas globais e regionais.....	 5
Resumo.....	6
Abstract.....	7
Introdução.....	8
Características ecológicas e distribuição biogeográfica da floresta estacional decidual.....	10
O processo de regeneração e aspectos sucessionais da floresta estacional decidual.....	14
As mudanças climáticas na América do Sul de acordo com o AR5 e implicações para as florestas tropicais secas.....	15
<i>Feedback</i> da floresta estacional decidual frente as Mudanças Climáticas.....	20
Conclusões.....	22
 Capítulo 2: A regeneração do componente lenhoso e relações ambientais em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado.....	 23
Resumo.....	24
Abstract.....	25
Introdução.....	26
Material e Métodos.....	28
Área de estudo.....	28
Delineamento amostral.....	32
Procedimento metodológico.....	33
Análise de dados.....	35
Parâmetros florísticos e estruturais.....	35
Resultados.....	38
Discussão.....	50
Conclusões.....	53

Capítulo 3: Mudanças temporais do componente lenhoso em regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado.....	54
Resumo.....	55
Abstract.....	56
Introdução.....	57
Material e Métodos.....	59
Resultados.....	61
Discussão.....	75
Conclusões.....	78
Capítulo 4: Os efeitos do prolongamento da seca sobre a regeneração da floresta estacional decidual no Parque Estadual do Pau Furado.....	79
Resumo.....	80
Abstract.....	81
Introdução.....	82
Material e métodos.....	85
Resultados.....	89
Discussão.....	95
Conclusões.....	97
Considerações Finais.....	98
Referências Bibliográficas.....	100

Lista de Figuras

Figura 1 - Mapa de distribuição de <i>Anadenanthera colubrina</i> na América do Sul (Fonte: Prado 2000)	12
Figura 2 - Perfil esquemático da floresta estacional decidual (Fonte IBGE, 2012).....	13
Figura 3 - Média global da temperatura superficial combinando informações de ecossistemas terrestres e oceanos entre 1986 e 2005 (Fonte: IPCC, 2014)	16
Figura 4 - Mudanças na temperatura média superficial (A) e mudanças precipitação média (B) baseados em modelos de projeções climáticas para 2081-2100 relativo a 1986-2005 para RCP 2.6 e RCP 8.5 (Fonte: IPCC 2014).....	18
Figura 5 - Mudanças na temperatura (A), decomposição de matéria orgânica (B), estoque de carbono na vegetação (C) e no solo sob duas perspectivas (D e E) previsto pelo modelo HadCM3LC para o Brasil no período de 2000 a 2100	21
Figura 6 - Localização do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.	28
Figura 7 - Mapeamento de solos nos limites do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. Fonte: Caderno de Mapas IEF - adaptado.....	29
Figura 8 - Fitofisionomias registradas no Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. Fonte: Adaptado do Caderno de Mapas apresentado pelo IEF.....	31
Figura 9 - Distribuição das unidades amostrais por trecho de floresta estacional decidual no Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. Fonte: Google Earth.	32
Figura 10 - Modelo esquemático das unidades amostrais usadas para a análise do componente lenhoso em regeneração na floresta estacional decidual.....	33
Figura 11 - Metodologia de amostragem para as espécies lenhosas em floresta estacional decidual no Parque estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.....	34
Figura 12 - Estimativas do número de espécies (A) e densidade (B) por parcela nos três trechos de floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil.	39
Figura 13 - Análise de Correspondência Canônica representando a distribuição das espécies lenhosas em regeneração em função dos parâmetros ambientais e biológicos nos três trechos de floresta estacional decidual.....	42
Figura 14 - Distribuição dos indivíduos para algumas espécies registradas nas diferentes classes do estrato de regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil.	45
Figura 15 - Taxas de mortalidade (M), recrutamento (R) e contrabalço de taxas (Δ s) por classe de plântulas (P), recrutas (R) e comunidade (C) de regenerantes em cada trecho da floresta estacional decidual do Parque estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. (↑ - comunidade em expansão; ↓ - comunidade em declínio)	62

Figura 16 – Estimativa para as taxa de mortalidade, recrutamento e rotatividade da regeneração na comunidade por trecho de floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.....	69
Figura 17 - Valores descritivos para os parâmetros ambientais relacionados à mortalidade e recrutamento das espécies em regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.	70
Figura 18 – Balanço positivo (+) e negativo (-) das taxas de mortalidade e recrutamento para as espécies do estrato de regeneração da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.....	74
Figura 19 - Estufa instalada nas parcelas experimentais em floresta estacional decidual no Parque estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.	85
Figura 20 - Distribuição e localização da unidade experimental (E) e controle (C) com estufas alocadas em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.	86
Figura 21 - Esquema com as dimensões das estufas alocadas em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.....	87
Figura 22 - Preparação da linha de trincheira no entorno da estufa em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.....	87
Figura 23 - Redução da disponibilidade de água no solo da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.....	89
Figura 24 - Mudanças visuais nos indivíduos da espécie <i>Anadenanthera colubrina</i> na parcela controle (A) e dentro da estufa (B) instalada em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.....	90
Figura 25 - Estimativas da densidade por parcela (média e erro padrão) inicial e final do experimento (controle e estufa) em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.	91
Figura 26 - Mortalidade na classe de plântulas em regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.....	92
Figura 27 - Relação entre a redução de precipitação incidente sobre a mortalidade de plântulas em regeneração em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.	93

Lista de Tabelas

- Tabela 1 - Índice de diversidade de Shannon (H'), equitabilidade de Pírou (J') e índice de riqueza de Margalef por trecho e para os estratos da vegetação estudada na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Minas Gerais, Brasil.38
- Tabela 2 - Valores descritivos para os parâmetros ambientais e biológicas relacionados à distribuição das espécies no estrato de regeneração da floresta estacional do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.39
- Tabela 3 - Valores observados e percentuais para a relação espécie/ambiente em regeneração da floresta estacional do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.40
- Tabela 4 - Valores apresentados pelo teste de randomização na CCA realizada individualmente por eixo e na correlação espécie/ambiente.40
- Tabela 5 - Variáveis ecológicas relacionadas com a distribuição das espécies em regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. Valores em negrito denotam relações significativas.....41
- Tabela 6 - Valores relativos de frequência (FrRe), densidade (DenRe) e índice de regeneração natural (IRN) para as espécies lenhosas registradas na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.....43
- Tabela 7 - Valores relativos de frequência (FR), densidade (DR) e índice de regeneração natural (IRN) separados por classes de regeneração na floresta estacional decidual. (**) Espécies com mais de cinco indivíduos na comunidade que obtiveram valores superiores no componente de plântulas. Ni - número de indivíduos.47
- Tabela 8 - Estimativas do número de indivíduos inicial (N_0) e final (N_t), mortos (m) e recrutadas (r) e taxas de mortalidade (M), recrutamento (R) e rotatividade (T_N) para a comunidade lenhosa em regeneração da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.61
- Tabela 9 – Taxas de mortalidade (M), recrutamento (R), rotatividade (T_N) e balanço de taxas (Δ s) separadas por classe de regeneração em cada trecho da floresta estacional decidual do Parque estadual do Pau Furando, Uberlândia, Minas Gerais.62
- Tabela 10 - Valores observados para o número de indivíduos inicial (N_0) e final (N_t), mortos (m) e recrutadas (r) no estrato de plântulas e recrutadas separados por trecho de floresta estacional decidual estudado no Parque Estadual do Pau Furando, Uberlândia, Minas Gerais.63
- Tabela 11 – Espécies registradas na classe de plântulas (• presente/ -- ausente) em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. As espécies estão por ordem de número de indivíduos totais (N_i total), seguidos de suas respectivas ocorrências por trecho de floresta (1-Terra Branca; 2-Marimondo; 3-Sede) com número de indivíduos (N_i) e as taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) por espécie. ..64
- Tabela 12 - Espécies registradas na classe de recrutadas (• presente/ -- ausente) da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. As espécies estão por ordem de número de indivíduos totais (N_i total), seguidos de suas

respectivas ocorrências por trecho de floresta (1-Terra Branca; 2-Marimbondo; 3-Sede) com número de indivíduos (N_i) e as taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) por espécie. ...66

Tabela 13 - Valores obtidos na análise de regressão para as variáveis ambientais com probabilidades de efeito sobre a rotatividade, recrutamento e mortalidade das espécies em regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. ($p < 0,00$ - efeito significativo)71

Tabela 14 - Parâmetros descritores das mudanças temporais na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. N_0 = nº de indivíduos inicial, N_t = nº de indivíduos final, m = nº de indivíduos mortos, r = nº de indivíduos recrutados ; M = taxa de mortalidade, R = taxa de recrutamento, T_N = taxa de rotatividade (turnover)72

Tabela 15 - Parâmetros da análise estatística descritiva para os dados obtidos nas dentro e fora das estufas instaladas em floresta estacional decidual do Parque estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.89

Tabela 16 - Parâmetros registrados para os cálculos de mortalidade e recrutamento na classe de plântulas da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.92

Tabela 17 - Lista das espécies de plântulas arbóreas com número de indivíduos inicial (N_i), mortos (m) e taxa de mortalidade (M) nas unidades controle e experimental (estufa) da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.94

INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais dividem-se em dois grandes sistemas florestais distintos, as florestas úmidas e as florestas estacionais, cada qual com sua nomenclatura em função das características biológicas e principalmente do regime hídrico a qual estão submetidas (Veloso et al., 1991). Nas florestas úmidas, o regime hídrico é superior, como média anual de precipitação de 4.000 mm bem distribuídos ao longo do ano, enquanto que as florestas estacionais recebem um volume de precipitação média anual, muitas vezes, inferior a 2.000 mm concentrados em um período do ano (Whittaker, 1975).

As comunidades vegetais nas florestas estacionais decíduais começaram a ser investigadas mais profundamente quando suas características ecológicas relacionadas à diversidade, padrões de dispersão e estrutura das espécies foram evidenciadas (Hubell, 1979). As florestas estacionais decíduais são formações florestais localizadas em regiões geográficas onde a precipitação é menor que 1.800 mm ano⁻¹ (Murphy e Lugo, 1986) distribuída em duas estações climáticas definidas que podem variar de 4-9 meses com menos de 100 mm na estação seca (Gentry, 1995).

As florestas estacionais decíduais estão distribuídas em duas grandes áreas contínuas, ambas localizadas na América do Sul, uma na região nordeste do Brasil e outra no sudeste da Bolívia, Paraguai e norte da Argentina, mas também ocorrem em manchas menores na península de Yucatan no México, norte da Venezuela e Colômbia e na Indochina Central (Miles et al. 2006).

No passado, a floresta estacional decidual pode ter sido uma fitofisionomia contínua com ocorrência desde o bioma Caatinga até os vales Andinos, usando o Cerrado e o Chaco como unidades geográficas para sua maior extensão, que ocorreu durante o último máximo glacial do Pleistoceno (Prado e Gibbs, 1993). A ocorrência da floresta estacional decidual não está limitada a um determinado Bioma, mas sim a uma condição ambiental específica, formando uma unidade fitogeográfica (Prado, 2000).

No Brasil, a floresta estacional decidual contribui como fitofisionomia para caracterização das comunidades vegetais em diferentes biomas brasileiros. Estas

florestas estão associadas a outros biomas devido ao clima local, tipo de solo e condições topográficas (Pennington et al., 2009), sendo registradas principalmente em áreas de domínio Caatinga (Apgaua et al., 2014; Apgaua et al., 2015; Salgado et al., 2015) e Cerrado (Werneck e Colli, 2006; Werneck et al., 2009; Carvalho e Felfili, 2011; Collevatti et al., 2013), mas pode ocorrer na interface com florestas úmidas (Pennington et al., 2009).

A maioria dos estudos realizados com as comunidades vegetais nas florestas estacionais decíduais denotam a importância e a contribuição da riqueza de espécies e a diversidade beta (Balvanera et al., 2002; Pennington et al., 2009; Lopez-Martinez et al., 2013; Apgaua et al., 2014), as mudanças temporais e dinâmica da comunidade vegetal (Swaine et al., 1990; Gijssbers et al., 1994; Venkateswaran e Parthasarathy, 2005; Carvalho e Felfili, 2011; Lévesque et al., 2011), porém, nenhum destes aborda experimentos *in situ* relacionados aos possíveis efeitos das mudanças climáticas sobre as comunidades de plantas.

Recentemente, os pesquisadores conseguiram avaliar os efeitos da seca prolongada sobre a floresta tropical úmida, com a morte de grandes árvores explicada por uma falha hidráulica no sistema condutor das plantas induzidas pela baixa disponibilidade de água no solo (Rowland et al., 2015). Esta descoberta foi resultado do maior projeto com experimentos *in situ* no Brasil (ESECAFLOR) que juntamente com outras pesquisas conseguiram aferir as respostas das florestas tropicais úmidas frente aos impactos das mudanças climáticas (Asner et al., 2004; Davidson et al., 2004; Nepstad et al., 2007; Brando et al., 2008; Cleveland et al., 2010). Importante ressaltar que estas pesquisas reportam resultados de trabalhos conduzidos no bioma Amazônico, em floresta tropical úmida, sob uma geografia e condições ambientais totalmente diferentes das florestas direcionadas por esta pesquisa, realizada no bioma Cerrado com a floresta estacional decidual.

Apesar das evidências, os relatórios de 2013 do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) apontam a falta de pesquisas visando prever os impactos das mudanças ambientais sobre os sistemas florestais, principalmente, impactos relacionados à seca nas florestas tropicais e ressalta a necessidade de estudos que contribuam com resultados concretos para reduzir a incerteza gerada na ciência ligada à vegetação e clima, diz Patrick Meir (Guimarães, 2015). Neste contexto, esta pesquisa poderá contribuir com resultados inéditos e ampliar o banco

de dados que alimentam modelos que buscam reduzir tais incertezas evidenciadas pelo IPCC.

Os efeitos de uma seca prolongada sobre a floresta estacional decidual pode demorar a evidenciar os resultados, pois o tempo de resposta é muito maior considerando a resiliência das espécies lenhosas nestas florestas (Derroire et al., 2016). Entretanto, as plântulas em regeneração na floresta são mais sensíveis às mudanças no ambiente (Bunker e Carson, 2005) e, certamente, o efeito de um distúrbio pode ser aferido em um curto espaço de tempo. De acordo com os efeitos da seca sobre as florestas tropicais, a hipótese inicial do presente estudo foi verificar se a regeneração da floresta estacional decidual é sensível às mudanças ambientais em pequena escala de tempo e, se existe um gradiente ambiental relacionado com a distribuição das espécies lenhosas em regeneração natural. Ainda, se mudanças no padrão da sazonalidade climática podem alterar os parâmetros das comunidades vegetais nestas florestas.

Com perspectiva de contribuir com as pesquisas que buscam entender como as florestas tropicais comportam-se frente a eventos sazonais de seca, esta pesquisa tem como objetivo principal avaliar experimentalmente os efeitos da redução da precipitação incidente e a intensificação da estação seca sobre os principais parâmetros da comunidade lenhosa em regeneração em floresta estacional decidual. Para tanto, objetivos secundários se fazem necessários para alimentar a pesquisa experimental, como inventariar as espécies lenhosas em regeneração da floresta estacional decidual e verificar as mudanças temporais que podem ocorrer neste componente.

Algumas perguntas deverão ser respondidas em cada capítulo: Quais são as perspectivas para a floresta estacional decidual no cenário das mudanças climáticas? (Capítulo 1); Existe um gradiente ambiental relacionado com a distribuição das espécies na comunidade em floresta estacional decidual? (Capítulo 2); Como se apresentam as mudanças temporais na regeneração de floresta na presença de um gradiente? (Capítulo 3) e Quais são os efeitos de uma seca prolongada sobre os parâmetros da comunidade em floresta estacional decidual? (Capítulo 4).

Norteadas pela hipótese, questionamentos e objetivos, a presente tese de doutorado foi estruturada em quatro capítulos que abordam os seguintes temas:

1º A floresta estacional decidual no contexto das mudanças climáticas globais e regionais.

2º A regeneração do componente lenhoso e relações ambientais em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

3º Mudanças temporais na regeneração em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

4º Os efeitos do prolongamento da seca sobre a regeneração da floresta estacional decidual no Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

CAPÍTULO 1

A floresta estacional decidual no contexto das mudanças climáticas globais e regionais

Resumo

As mudanças climáticas globais e seus impactos sobre os ecossistemas tropicais são entre outros, assuntos abordados pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas. Existe uma lacuna científica no entendimento de como funciona as mudanças climáticas, quais são as projeções e regiões mais afetadas. Relacionada aos ecossistemas florestais, a maioria das pesquisas utilizam o argumento de mudanças climáticas apenas como justificativa para importância dos estudos, entretanto, estes são insuficientes para demonstrar os efeitos diretos de tais mudanças sobre as florestas tropicais. Esta revisão buscou apresentar as florestas tropicais estacionais decíduas e inclui-las dentro de um contexto de mudanças climáticas projetadas para o bioma Cerrado. É evidente que as mudanças climáticas deverão afetar a distribuição e estrutura das florestas estacionais decíduas, entretanto, primeiro, a distribuição destas florestas é pouco discutida no bioma, segundo, os efeitos são resultados de predições baseadas em modelos matemáticos e, por último, a maioria dos estudos está relacionados outro tipo de formação florestal, ou seja, direcionados para as florestas úmidas. Assim, os impactos das mudanças climáticas na floresta estacional decidual são mais difíceis de observar e ameaça sua conservação pela falta de estudos no que diz respeito às mudanças do clima.

Palavras-chave: regeneração, precipitação, temperatura, sazonalidade, seca.

Abstract

Global climate change and impacts in tropical ecosystems are issues discussed in the Intergovernmental Panel on Climate Change. There is a scientific lack to understand how climate change occurs and show which regions more affected by climate projections. In forest ecosystems, most research uses the argument of climate only as justification for the relevance of the study, however, they are insufficient to show the direct effects of changes in tropical forests. This review aims to show seasonal deciduous forests and to insert the forest in climate change scenario projected in Cerrado biome. Clearly, climate change will affect the distribution and structure of seasonal deciduous forests. However, the distribution of deciduous forests is little recognized in Cerrado biome, the effects are results of predictions based on mathematical models and most studies are conducted in rainforests. Thus, the impacts of climate change on seasonal deciduous forests are more difficult to observe and threaten their conservation because of the lack of studies directed at climate change.

Key-words: Regeneration, precipitation, temperature, seasonality, drought.

Introdução

Em 2000, foi estabelecido o Sistema Nacional de Unidade de Conservação da Natureza – SNUC na Lei 9.985/00 (Brasil, 2000) e o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas – PNAP no Decreto 5.758/06 (Brasil, 2006). As unidades de conservação foram criadas por ato do Poder Público seguindo os critérios e o regulamento proposto sobre a forma de gestão integrada do conjunto das unidades. De acordo com Lei 9.985/00 é um espaço territorial legalmente instituído pelo Poder Público que apresenta características naturais relevantes e possuem como objetivo a conservação e a preservação integral da natureza, da diversidade biológica e dos recursos ambientais (Brasil, 2007). Esta responsabilidade prevista desde 2000 para o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis – IBAMA foram transferidas ao Instituto Chico Mendes de Conservação de Biodiversidade – ICMBio em 2007 pela Lei 11.514/07 (Brasil 2007).

Constam nos parágrafos 1 e 2 do Art. 7 da Lei 9.985/00 que existem dois tipos de unidades de conservação, aquelas de proteção integral e outras de uso sustentável, sendo nas unidades de proteção integral admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, enquanto que as unidades de proteção sustentável compatibiliza a conservação da natureza com o uso dos recursos naturais (Brasil, 2000).

O Art. 8 da Lei 9.985/00 define as unidades de proteção integral, compostas pelas Estações Ecológicas, Reservas Biológicas, Parques Nacionais, Monumentos Naturais e Refúgios da Vida Silvestre (Brasil, 2000). Os Parques Nacionais quando criados pelo Estado ou Município, no Art. 11 da Lei 9.985/00) serão denominados respectivamente, Parque Estadual e Parque Natural Municipal e todos tem como objetivo básico a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividade de educação e interpretação ambiental (Brasil, 2000).

Além da criação de unidades de conservação, o Ministério do Meio Ambiente reconhecendo as importantes funções sociais, econômicas e ambientais das florestas, apresenta entre as linhas de ações prioritárias, “manter a floresta em pé” através do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas - PPCerrado (2014).

No PPCerrado, o principal objetivo traçado foi a redução contínua da taxa de desmatamento e degradação florestal, bem como a incidência de queimadas e incêndios florestais no bioma Cerrado, por meio da articulação de ações e parcerias entre União, estados, municípios, sociedade civil organizada, setor empresarial e academia (PPCerrado, 2014). Este plano de ação foi dividido em duas fases, com destaque para a segunda, onde o governo brasileiro assumiu como meta, até 2020, uma redução de 40% dos índices anuais de desmatamento no bioma Cerrado em relação à média registrada entre os anos de 1999 e 2008, compromisso estabelecido pela publicação da Lei de Política Nacional sobre Mudanças do Clima (PNMC), nº12.187/09 (Brasil, 2009).

Certamente, dentro das categorias de vegetação nativa classificada pelo Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO), as formações savânicas compreendem mais de 80% do total de vegetação remanescente no bioma Cerrado. Porém, as florestas estacionais, representam uma fração considerável, ocupando 15% da vegetação remanescente em 2010, ou seja, 85.000 km². No entanto, entre 2002 e 2010, o desmatamento consumiu mais 16.000 km² e os incêndios atingiram uma média superior a 7.500 focos/ano(PPCerrado, 2014).

De acordo com o Plano de Ação para Prevenção de Queimadas no Cerrado, a densidade de 9 focos/ha/ano⁻¹ pode ser considerada alta para uma área florestal com essa dimensão, principalmente levando em conta que as formações savânicas são mais susceptíveis ao fogo que as florestas e, em média, apresentaram densidades consideravelmente mais baixas. A manutenção das altas densidades de focos de calor em formações florestais pode ser interpretada como um indicador de ameaça ao equilíbrio ecológico e perda gradativa da resiliência e, conseqüentemente, aumento da susceptibilidade aos incêndios (PPCerrado 2014).

De 431 polígonos definidos como áreas prioritárias para conservação, 181 deles já são unidades protegidas (Unidades de Conservação e Terras Indígenas) e 250 são áreas prioritárias para criação de áreas protegidas, dentre outras categorias (PPCerrado, 2014). Verifica-se que as áreas com desmatamento de pelo menos 3.000 km² estão mais concentradas ao sul do bioma Cerrado, principalmente em Mato Grosso do Sul e Minas Gerais. Além da pressão do desmatamento desordenado, a mudança do clima para todas as regiões do Brasil previsto no Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas podem aumentar a susceptibilidade dos

sistemas florestas a incêndios, ocasionada pelo aumento da temperatura e mudanças na distribuição da precipitação (IPCC, 2014). Neste sentido, este capítulo objetiva apresentar uma revisão sobre as mudanças climáticas e seus efeitos sobre a floresta estacional decidual, visando contribuir para a conservação e a tomada de decisões envolvendo políticas públicas neste tipo de vegetação.

Características ecológicas e distribuição biogeográfica da floresta estacional decidual

Nas latitudes tropical e subtropical estão localizados os ecossistemas mais ameaçados do mundo e alguns destes ecossistemas são formados por florestas sazonalmente estressadas pela seca, pouco estudadas e de difícil interpretação de sua dinâmica natural (Money et al., 1995). Existe um tipo de floresta ecologicamente distinta nestas latitudes que deve ser considerada separadamente de outros tipos de vegetação, denominada Floresta Estacional Decidual (Pennington et al., 2000).

Submetida à sazonalidade climática que varia de acordo com a latitude que se encontra e devido à transição gradual que existe para os diferentes tipos de florestas secas, desde muito tempo pesquisadores classificaram e sugeriram os limites geográficos para estas florestas (Karin e Hakan, 1992).

Em março de 2015, na cidade de Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais, a rede DRYFLOR organizou o simpósio internacional sobre floresta estacional decidual com a apresentação de estudos florísticos, biogeográficos e filogenéticos, além de mesas redondas conduzidas para tentar definir a distribuição das florestas tropicais sazonalmente secas. Apesar dos esforços, não ficou decidido como e qual ferramenta poderia ser utilizada para definir os limites de ocorrência e caracterizar terminantemente a floresta estacional decidual neotropical.

A identidade da floresta estacional decidual e suas associações com componentes abióticos, principalmente clima e topografia permanecem praticamente desconhecidos e não tem sido investigada suficientemente (Arruda et al., 2013). Na literatura a floresta estacional decidual apresenta analogias que não necessariamente idealizam a mesma floresta. Algumas definições conceituam estas florestas no mesmo domínio, ou seja, sobre uma perspectiva restrita (IBGE, 2012),

enquanto outras abrangem distintos tipos de vegetação, incluindo formações arbustivas, transições de Caatinga e formações savânicas (Penngniton et al., 2006).

A floresta estacional decidual apresenta alto conservadorismo de nicho, evidente diversidade beta e endemismo, sendo considerada como parte de uma meta-comunidade vegetal distribuída sobre solos férteis e que regularmente apresenta baixa disponibilidade hídrica (Penngniton et al., 2009). Estas características fortalecem a identidade destas florestas uma vez que a probabilidade de espécies de biomas adjacentes entrarem na floresta estacional decidual é menor quando comparado ao potencial de dispersão das espécies da floresta estacional decidual para ocupar outras fitofisionomias (Penngniton et al., 2009).

A floresta estacional decidual apresenta grupos de espécies vegetais restritos pelas condições climáticas de uma estação seca bem definida, recebendo menos que 100 mm de precipitação por um longo período, que varia entre 4 e 9 meses (Gentry, 1995). Durante a estação seca, a deciduidade é uma característica comum compartilhada por estas comunidades, na qual mais de 50% das espécies de dossel perdem as folhas (Murphy e Lugo, 1986). Outro aspecto, é que a floresta estacional decidual geralmente está associada a áreas declivosas com solos rasos e férteis, podendo ou não apresentar afloramentos rochosos (Nascimento et al., 2009).

A forma de ocupação da floresta estacional decidual em manchas isoladas nos limites de diferentes domínios talvez dificulte definir a sua distribuição. Em escala global estas florestas ocorrem em macrorregiões onde a precipitação varia entre 600 e 1.800 mm/ano (Murphy e Lugo 1986). Na América do Sul, a floresta estacional decidual concentra sua distribuição dentro do chamado Arco Pleistocênico, uma extensa faixa geográfica claramente separada em três núcleos de distribuição: Caatinga, Misiones e Sub Andino Piedmont (Prado, 2000).

A hipótese de colonização por Prado e Gibbs (1993) sugere que durante as mudanças climáticas ocorridas na América do Sul no período do Pleistoceno, a floresta estacional decidual apresentava uma formação contínua com seu máximo atingido no período de retração da floresta tropical úmida, também conhecido como último glacial máximo (LGM). Desde então, alguns estudos com abordagem filogenética buscam demonstrar esta conectividade da floresta estacional decidual, principalmente dentro do Arco Pleistocênico (Caetano e Naciri, 2011; Caetano et al., 2008; Penngniton et al., 2004; Penngniton et al., 2009).

Uma das primeiras tentativas de classificar a floresta estacional decidual como uma nova unidade fitogeográfica partiu do estudo de distribuição de espécies do gênero *Anadenanthera* (Prado, 2000), em especial, variedade *colubrina*, uma das espécies mais comum e abundante nestas florestas, a qual dentre outras espécies arbóreas permitiu um apurado mapeamento da distribuição geográfica desta espécie na região (Figura 1).

Este padrão de distribuição é muito importante, pois se repete em grande parte para outras espécies arbóreas da floresta estacional decidual na América do Sul (Prado e Gibbs, 1993). Devido sua ampla distribuição, a floresta estacional decidual tem sido usualmente inserida dentro de outras regiões ou domínios e considerada como uma área de transição para ambientes com maior biodiversidade, tais como a Floresta Atlântica e Amazônia (Prado, 2000).

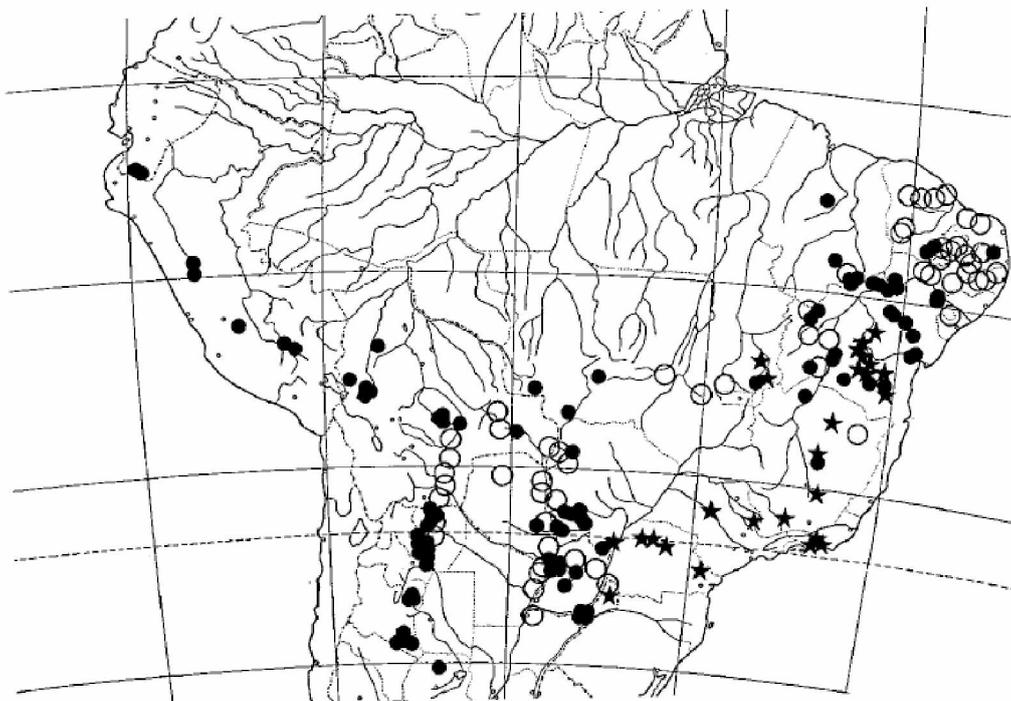


Figura 1 - Mapa de distribuição de *Anadenanthera colubrina* na América do Sul (Fonte: Prado, 2000) ★, var. *colubrina*; ●, var. *cebil*; (espécies em herbários) ○, var. *cebil* (listas florísticas)

Outros estudos recentes também tem seguido esta mesma abordagem para avaliar padrões de distribuição geográfica e as mudanças históricas ocorridas nas áreas de ocorrência da floresta estacional decidual (Pennington et al., 2000; Pennington et al., 2004). Estes estudos são, na sua maior parte, baseados em um conjunto de dados florísticos para espécies da floresta estacional decidual e de

extrema importância para estabelecer espécies-chave que são utilizadas em trabalhos filogenéticos (Caetano et al., 2008; Pennington et al., 2009), os quais testam ambas as hipóteses, a fragmentação de um contínuo da floresta ou eventos de dispersão a longas distâncias.

De acordo com IBGE (2012) a floresta estacional decidual é segmentada em quatro formações florestais distintas, variando a sua distribuição em aluvial, terras baixas, submontana e montana (Figura 2). Cada formação florestal possui sua peculiaridade e a que mais se assemelha à deste estudo é a floresta estacional submontana. Esta floresta de médio porte, composta por espécies nanofoliadas decíduas dos gêneros *Ceiba*, *Handroanthus*, *Piptadenia*, *Anadenanthera*, *Apuleia*, *Myracrodruon*, imprime uma característica única para a floresta estacional decidual submontana. Para melhor entender esta classificação é exposto o perfil esquemático da floresta estacional decidual proposto anteriormente por Veloso, Rangel Filho e Lima (1991).

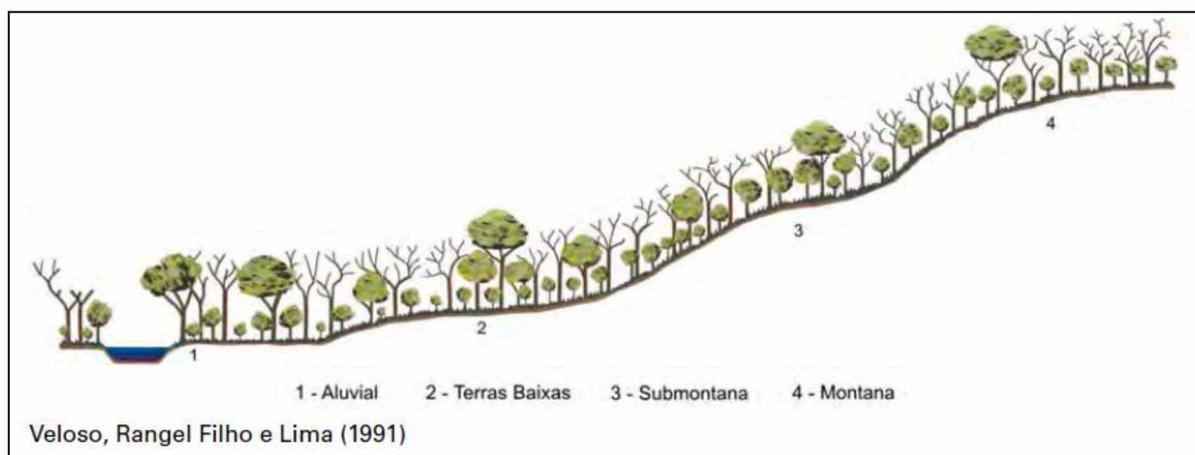


Figura 2 - Perfil esquemático da floresta estacional decidual (Fonte IBGE, 2012).

Estudos realizados no Brasil Central, região sob domínio do bioma Cerrado, revelam que a floresta estacional decidual apresenta padrão de distribuição continental, ocorrendo naturalmente em manchas, preferencialmente em áreas de encostas, algumas na interface com a savana, mas muitas outras distribuídas dentro de áreas particulares em mosaico de pastagens e culturas (Nascimento et al., 2004; Nascimento et al., 2009).

Por outro lado, em Minas Gerais, onde o Cerrado ocupa 57% do território, a floresta estacional decidual encontra-se representativa no norte do estado, divisa

com a Bahia (Mapa IBGE, 2016) e na forma de fragmentos disjuntos na região do Triângulo Mineiro (Nascimento et al., 2009; Souza et al., 2007; Siqueira et al., 2009; Silva, 2011; Vale et al., 2013; Silva et al., 2014).

O processo de regeneração e aspectos sucessionais da floresta estacional decidual

Tão importante quanto definir os limites geográficos e edáfico-climáticos, onde ocorre a floresta estacional decidual, é relacionar estes aspectos com informações que podem contribuir para avaliar o processo de regeneração. Informações como a intensidade dos distúrbios e o histórico de uso e ocupação da área são importantes para entender os mecanismos de regeneração e os processos sucessionais envolvidos na dinâmica das florestas estacionais (Kennard et al., 2002; Levesque et al., 2011, d'Oliveira et al., 2011; Oliveira-Filho et al., 1997).

A luz, por exemplo, oferece uma importante estimativa da produtividade e certamente influencia o processo de regeneração em qualquer tipo de floresta. Entendendo como a luz e a abertura de dossel variam nos estágios sucessionais da floresta estacional decidual, os padrões de regeneração podem ser determinados, auxiliando no manejo e na regeneração neste importante tipo de floresta tropical (Stoner e Azofeifa, 2009).

Quando enfatizado os aspectos biológicos nos processos dinâmicos da floresta estacional decidual, a regeneração certamente tem uma função de grande destaque. O banco de plântulas e o sistema de brotamento estão entre os principais mecanismos responsáveis pelo processo de regeneração (Vieira e Scariott, 2006; Levesque et al., 2011; Mostacedo et al., 2009) e, certamente, contribuem como uma estratégia primária para a dinâmica destas florestas.

Na floresta estacional decidual a regeneração por brotamento (caulinar e raízes) demonstra ser um mecanismo altamente eficiente e mais rápido em relação a sementes, e a vantagem da regeneração natural via brotamento é que os brotos tipicamente crescem mais rápidos e são menos afetados pela seca que plântulas provenientes da germinação de propágulos (Mostacedo et al., 2009).

Muitas espécies de plantas tropicais, incluindo as da floresta estacional decidual, não estabelecem um banco de plântulas, utilizando como estratégia

principal o banco de sementes, mas a perda de sementes por altos riscos de mortalidade (fogo, predação e patógenos) e a germinação em resposta às condições favoráveis efêmeras (chuvas dentro da estação seca) certamente desfavorece esta estratégia (Skoglung, 1992).

Informações sobre a estrutura da regeneração também são relevantes para descrever as mudanças temporais e a dinâmica da floresta estacional decidual. Plântulas menores que 10 cm de altura apresentam menores taxas de sobrevivência, mas alcançando a altura de 30 cm, as chances de sobrevivência podem ser igualadas às chances dos indivíduos estabelecidos (acima de 1 metro). A produção de frutos e sementes também influencia a taxa de recrutamento de plântulas no banco de regeneração da floresta. Além disso, geralmente pode ser encontrado um padrão de resposta da regeneração da floresta estacional decidual através do estabelecimento de espécies tolerantes à sombra e baixa similaridade com os outros estratos superiores da comunidade arbórea (Swaine et al., 1990).

O conhecimento do componente da regeneração é uma importante ferramenta para realizar a restauração da floresta estacional decidual. A alta proporção de pequenas sementes dispersas em grande número, a partir de espécies anemocóricas, habilidade de brotamento pós-perturbação e uma estrutura e diversidade relativamente simples da comunidade, estabelecem um elevado potencial de recuperação para os remanescentes de floresta estacional decidual (Vieira e Scariot, 2006).

As mudanças climáticas na América do Sul de acordo com o AR5 e implicações para as florestas tropicais secas

O AR5 (quinto relatório de avaliação) é uma contribuição do segundo grupo de trabalho (WGII) para o IPCC (Painel Intergovernamental das Mudanças Climáticas). O WGII publicou um relatório com quase 2.000 páginas divididos em dois volumes que retratam os impactos, adaptações e vulnerabilidade para as mudanças climáticas sob os aspectos globais e regionais.

Do ponto de vista global, o período entre 1983 a 2012 foi considerado como o intervalo de tempo mais quente nos últimos 1400 anos. A média global da temperatura combinando dados de superfície terrestre e oceanos demonstram um

aquecimento médio de $0,85^{\circ}\text{C}$ ($0,65 - 1,06$) de 1880 até 2012 (Figura 3). Importante destacar que o aquecimento dos oceanos contribui com cerca de 90% da energia acumulada pelo sistema climático entre 1971 e 2010 (IPCC, 2014a).

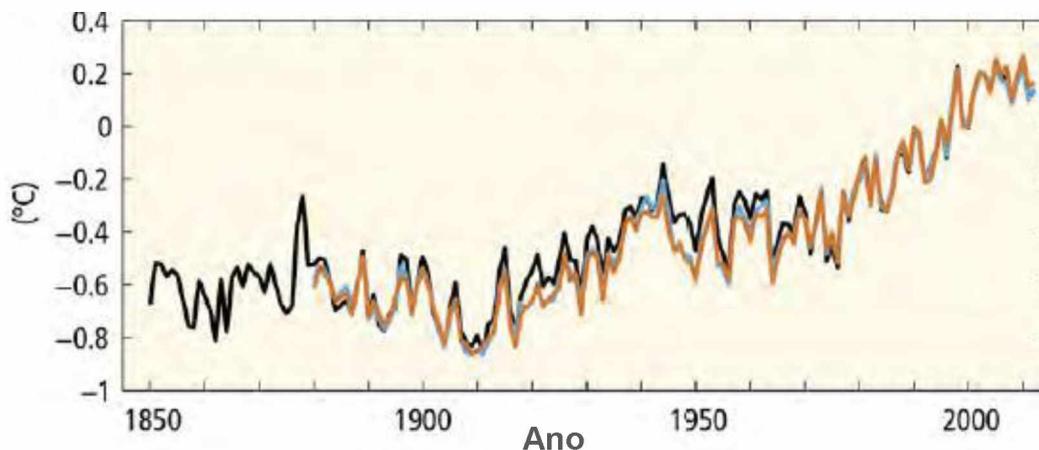


Figura 3 - Média global da temperatura superficial combinando informações de ecossistemas terrestres e oceanos entre 1886 e 2005 (Fonte: IPCC, 2014a)

O aumento da temperatura global pode ser reflexo de uma complexa relação existente entre as observações e as emissões de gases antropogênicos que tem aumentado desde o período industrial, impulsionado pela economia e crescimento populacional, que são maiores que no passado. As concentrações de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) são alarmantes, não precedidas nos últimos 800.000 anos (IPCC, 2014a).

Outros agentes antropogênicos têm sido detectados através do sistema climático, e tem sido responsável por contribuir com o aquecimento global, por alterar a capacidade das plantas absorverem o CO_2 . A exposição de plantas a níveis elevados de ozônio troposférico (O_3) pode induzir o fechamento dos estômatos e reduzir a taxa de trocas gasosas nas folhas, conseqüentemente, afetando negativamente o desenvolvimento e a assimilação de CO_2 (Matyssek et al., 2013; Sicard et al., 2013).

As emissões dos gases do efeito estufa têm aumentado desde 1970, com valores absolutos superiores registrados entre 2000 e 2010. Em 2010, com valores registrados para 49 GtCO_2 , 78% de contribuição foi advinda da queima de combustíveis fósseis, resultado do crescimento da população e dos padrões

econômicos. Ainda, os registros apontam uma produção de 2040 GtCO₂ antropogênico entre 1750 e 2011, sendo que cerca 40% da quantidade deste CO₂ ainda permanece na atmosfera e estocado no solo, na vegetação e oceanos (IPCC, 2014a). Esta informação deixa claro que a capacidade suporte do planeta de estocar carbono, produtos das atividades antrópicas nos próprios sistemas naturais, não é rápido o suficiente para a quantidade de CO₂ produzido.

Os impactos das mudanças climáticas são fortemente evidenciados para os sistemas naturais, com diversas mudanças ocorridas com frequência para situações de eventos extremos, ou seja, fora da média registrada para determinada região. Em uma escala global tem sido observado uma redução de dias e noites mais frias e o aumento de dias e noites mais quentes e, em muitas regiões, evento de extrema precipitação tem sido registrado, enquanto para outras uma drástica redução de chuvas (IPCC, 2014).

Em regiões com sazonalidade climática pronunciada, estes eventos podem alterar todo funcionamento de seus ecossistemas. O aumento da umidade do ar compromete principalmente as plantas de ambientes úmidos, reduzindo a absorção de nitrogênio e seu crescimento, porém, favorece as plantas que se estabelecem nos ambientes de solo mais seco (Söber et al., 2013). A relação entre as variáveis climáticas e o desenvolvimento de plantas tem sido investigada e o estresse hídrico como principal condutor demonstra redução no crescimento em diâmetro do caule para espécies vegetais lenhosas (Schmitz et al., 2013).

As emissões de gases antropogênicos são principalmente conduzidas pelo tamanho da população, atividade econômica, estilo de vida, uso energético, padrões de uso da terra, tecnologia e políticas climáticas. Os “Caminhos de Concentração Representativos” (RCPs) são utilizados para fazer as projeções climáticas baseadas em quatro diferentes abordagens destacadas para o século 21, emissões de gases do efeito estufa e concentração atmosférica, emissões de poluentes no ar e uso da terra. Os RCPs incluem quatro cenários: RCP 2.6 – mitigação; RCP 4.5 e 6.0 intermediário e RCP 8.5 - alta emissão de gases do efeito estufa (IPCC, 2014a).

Mudanças projetadas no sistema climático até 2100 são relativos às informações utilizadas para compor os cenários climáticos e para os períodos projetados (Figura 4). Utilizando dados de 1986 até 2005 as projeções para o período de 2016-2035 apresentam um aumento médio variando de 0,3 a 0,7°C para

os quatro RCPs. Enquanto que, para as projeções de 2081-2100 o aumento médio da temperatura varia de 0,3°C em RCP 2.6 para 4,8°C no RCP 8.5 (IPCC, 2014a).

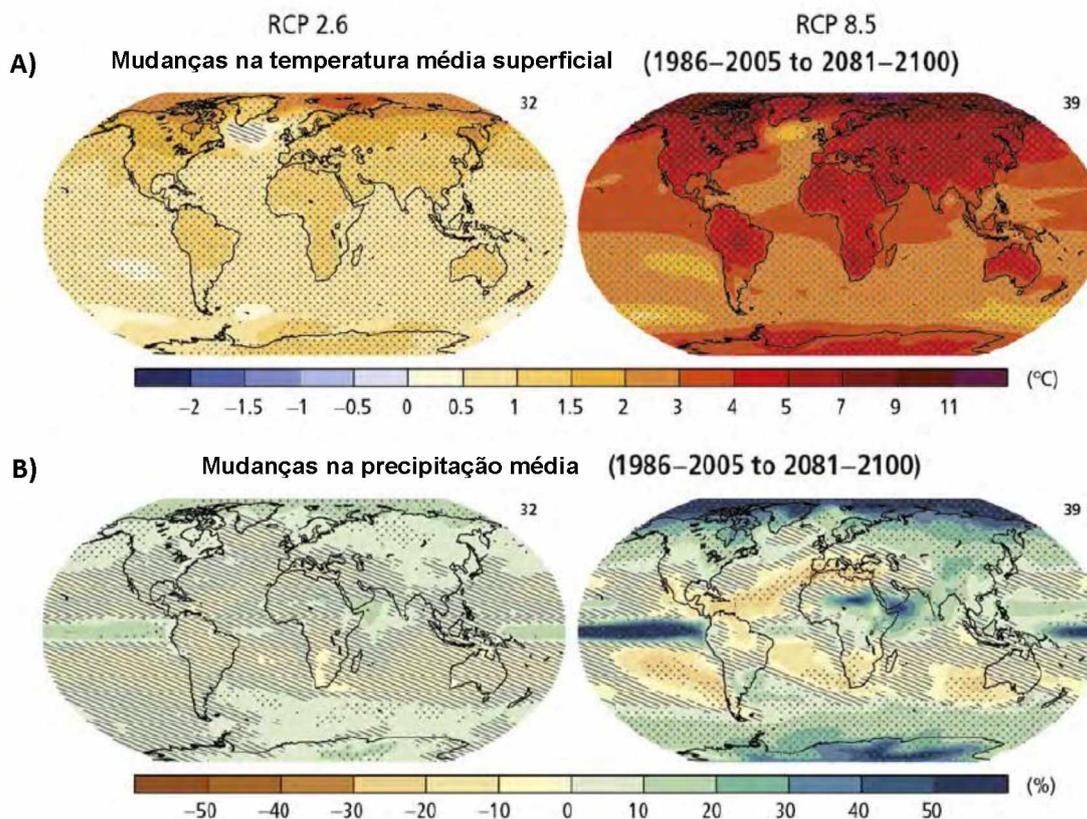


Figura 4 - Mudanças na temperatura média superficial (A) e mudanças precipitação média (B) baseados em modelos de projeções climáticas para 2081-2100 relativo a 1986-2005 para RCP 2.6 e RCP 8.5 (Fonte: IPCC, 2014a)

Para a América do Sul, os cenários climáticos não são diferentes da média global. Esta região é considerada como fator chave no desenvolvimento econômico mundial devido países como Brasil, Chile, Colômbia, Argentina e Panamá, entre outros, estão se desenvolvendo rapidamente e tornando-se economicamente importantes no cenário mundial. Com isso, a região está exposta a diferentes níveis de pressão devido ao aumento da industrialização e as mudanças no uso da terra ocasionando um aumento potencial nas emissões de gases do efeito estufa (IPCC, 2014b).

Durante as últimas décadas do século 20 eventos extremos tem severamente afetado a região da América Latina, incluindo o Brasil, contribuindo para o desequilíbrio dos sistemas naturais. Desde a publicação do quarto relatório pelo

WGI, os resultados demonstram que a média do aquecimento até o fim do século 21 poderá oscilar de 1°C a 4°C (cenário B2) ou 2°C a 6°C (cenário A2) com anomalias na precipitação (positiva ou negativa) principalmente na parte tropical da América Latina, com futuros impactos incluindo a extinção de espécies e conversão de florestas tropicais em formações savânicas (IPCC, 2013).

Considerando as predições para períodos prolongados de seca e veranicos (períodos de estiagem em plena estação chuvosa) mais frequentes, muitas plantas, principalmente as mais sensíveis, podem cessar o crescimento e perder as folhas como estratégia para reduzir a perda de água pela transpiração, fechando os estômatos e inibindo a assimilação de CO₂, entretanto, algumas espécies podem criar estratégias de defesa contra períodos de seca severos elevando a concentração de pigmentos fotoprotetores (Wujeska et al., 2013).

O AR5 destaca os estudos que revelam as condições adversas a qual as florestas tropicais serão submetidas no futuro. De acordo com o último relatório publicado pelo WGII, as regiões tropicais e subtropicais da América do Sul tem experimentado um aumento na temperatura (0,7°C - 1°C) e na precipitação (0,6 mm/dia⁻¹) nos últimos 40 e 50 anos, respectivamente. Outros cenários climáticos elaborados a partir de vários modelos sob diferentes perspectivas de emissões de CO₂ destacam que deverá ocorrer um acréscimo na temperatura média (+1,7°C a +6,7°C) e uma redução da precipitação média (-22%). A questão é que até 2100 as projeções climáticas evidenciam que os períodos de seca deverão se intensificar juntamente com o aumento do número de dias mais quentes, e com mudanças consideráveis observadas para o Brasil (IPCC, 2014).

O aumento da temperatura e a redução nos níveis de precipitação podem acelerar e prolongar o período de fotodegradação em até 50%, considerada importante mecanismo de decomposição da matéria orgânica e mineralização foliar, e, as mudanças no clima poderiam aumentar a perda de carbono através do processo e contribuir ainda mais para o aumento da concentração de gases do efeito estufa na atmosfera (Rey et al., 2013).

Independente do modelo aplicado verifica-se um aumento significativo na temperatura média até 2100 e caso não sejam estabelecidas medidas para reduzir as emissões de gases do efeito estufa, os cenários climáticos para as regiões tropicais na América do Sul, incluindo Brasil, serão nada favoráveis (IPCC, 2014).

Feedback da floresta estacional decidual frente às Mudanças Climáticas

As condições climáticas, incluindo precipitação, temperatura e balanço hídrico podem afetar os ecossistemas terrestres, mas o ecossistema terrestre também afeta o clima, particularmente através da sua cobertura vegetal e isto ocorre por meio de processos que são biofísicos (alterações no balanço hídrico e energético) e biogeoquímicos, incluindo as mudanças nas concentrações de gases na atmosfera, tais como o CO₂ (Foley et al., 2003).

A conversão de florestas naturais em áreas de pastagens altera o fluxo biofísico de superfície que, conseqüentemente, influencia a termodinâmica da atmosfera e com o desmatamento e a perda de cobertura vegetal, a superfície do albedo e a fração de radiação solar refletida aumentam, alterando o balanço energético e elevando a temperatura superficial (Foley et al., 2003). De acordo com estudos de modelagem climática, o desmatamento em larga escala nas regiões tropicais e subtropicais pode ser considerado um dos grandes responsáveis pelo aumento da temperatura superficial, diminuição da precipitação anual e evapotranspiração nas regiões com maior índice de perda de cobertura vegetal (Bonan, 2002).

De certa forma, pode-se então afirmar que os ecossistemas terrestres, incluindo as florestas estacionais deciduais, podem afetar o clima pela mudança na concentração do CO₂ atmosférico e os efeitos indiretos do aquecimento global (aumento de CO₂), podem mudar a capacidade destas florestas processarem o carbono através da fotossíntese e respiração. Tais mudanças induzidas no estoque de carbono terrestre poderão afetar o montante de CO₂ na atmosfera e, como resultado, gerar um efeito de *feedback* positivo sobre o clima (Foley et al., 2003).

Com uma média global para concentrações de CO₂ atmosférico próximo de 980 ppm até 2100, onde o aquecimento possivelmente excederá os 5°C, o Brasil deve sofrer drasticamente com as mudanças (Figura 5). A redução na precipitação e o aumento da temperatura poderão alterar os estoques de carbono no solo e na vegetação, modificando o fluxo de carbono terrestre e a produtividade primária das florestas, e conseqüentemente afetar o clima (Fallon et al., 2007).

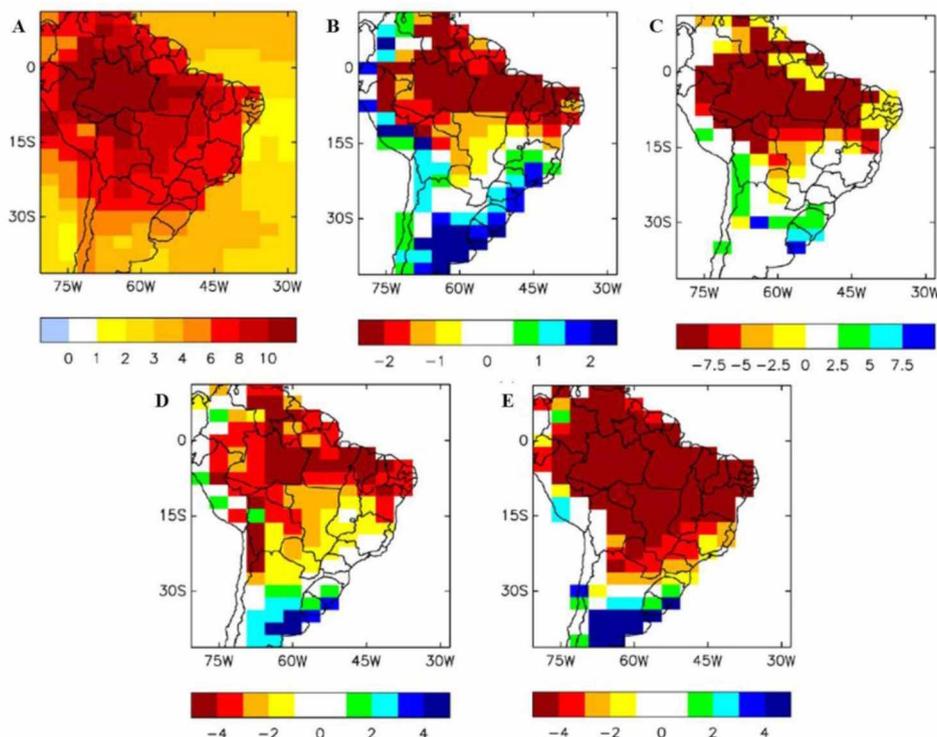


Figura 5 - Mudanças na temperatura (A), decomposição de matéria orgânica (B), estoque de carbono na vegetação (C) e no solo sob duas perspectivas (D e E) previsto pelo modelo HadCM3LC para o Brasil no período de 2000 a 2100 (Fonte: Fallon et al., 2007)

Um dos maiores impactos indiretos projetados a partir dos desmatamentos são as mudanças nos padrões de precipitação e temperaturas da superfície do solo. A redução da evapotranspiração e a circulação de umidade afetam também o ciclo hidrológico e podem reduzir cerca de 80% a precipitação anual em áreas desmatadas (Hasler et al., 2009).

Enfim, em áreas desmatadas, primeiro o estoque de carbono no solo começa a declinar e ocorre naturalmente o aumento da concentração do CO_2 atmosférico. Segundo, as taxas de respiração da planta e do solo aumentam com a temperatura, e, como consequência do aquecimento global (efeito indireto do aumento de CO_2), tende a reduzir o estoque de carbono terrestre, especialmente em regiões mais quentes, onde o aumento da temperatura desfavorece a fotossíntese (Cox et al., 2014).

Conclusões

As projeções climáticas para as regiões com sazonalidade climática são desfavoráveis para a conservação da floresta estacional decidual. No Brasil, as ações prioritárias para conservação das florestas é ainda muito deficiente, principalmente, a floresta estacional decidual encontra-se com baixa representatividade e torna esta fitofisionomia fortemente ameaçada.

Considera-se que é impossível conservar aquilo que não é suficientemente reconhecido e representado no sistema nacional de classificação da vegetação e no sistema de Unidades de Conservação. Ainda, mesmo que as florestas estacionais deciduais sejam incluídas nos mapas de vegetação e inseridas nas áreas prioritárias para conservação definidas pelo plano estratégico do PPCerrado, se as projeções das mudanças climáticas globais e regionais estiverem corretas, nos próximos anos, infelizmente pouco poderá ser feito para manter a integridade destes sistemas florestais.

Assim, fica-se limitado apenas em conhecer os processos ecológicos naturais nestas florestas, principalmente o gatilho para sua regeneração e as próximas pesquisas deverão buscar entender de forma experimental ou natural os impactos deste cenário climático sobre a floresta em diferentes escalas a fim de revelar sua resiliência ecológica frente às mudanças adversas no clima.

CAPÍTULO 2

A regeneração do componente lenhoso e relações ambientais em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais

Resumo

Diferentes do que ocorre nas florestas tropicais úmidas, o processo de regeneração na floresta estacional decidual se inicia no fim da estação seca. A cobertura vegetal é fator determinante que facilita a germinação e o estabelecimento de plântulas da floresta e as variáveis que proporcionam a heterogeneidade ambiental nestas florestas direcionam este processo. O objetivo deste estudo foi verificar como as espécies em regeneração estão distribuídas na floresta estacional decidual. Foram alocadas 90 parcelas distribuídas em três trechos da floresta para amostrar duas classes de plantas na regeneração, 60 parcelas de 4m² para amostragem de plântulas e 30 parcelas de 100 m² para amostragem dos recrutados. As variáveis ambientais como cobertura de rochas, cobertura de copa, regeneração, declividade e solo foram utilizadas para explicar a relação espécie/ambiente. Na floresta estacional decidual, as espécies apresentam diferentes potenciais de regeneração que variam de acordo com a classe de plantas e a presença de um gradiente ambiental curto. O grupo de plântulas apresenta maior potencial de regeneração quando comparadas a plantas maiores. A cobertura de copa, declividade e tipo de solo são importantes preditores para compreender a regeneração, principalmente a cobertura de copa fortemente relacionada com a densidade e distribuição das espécies. Diferente de outras florestas decíduas, neste estudo a contribuição de espécies zoocóricas é maior e sugere que esta característica pode ser da proteção oferecida pela Unidade de Conservação na qual se encontra e que pode aumentar significativamente a quantidade de agentes dispersores, por ser uma área de refúgio a fauna.

Palavras-chave: sazonalidade, seca, heterogeneidade, luz, água.

Abstract

Unlike tropical rainforests, regeneration in seasonal deciduous forests begins at the end of the dry season. Canopy is determinant in regeneration and facilitates the germination and establishment of seedlings, but the environmental heterogeneity change the process in the forest. The aim of this study was to show how the regenerating species are distributed in the seasonal deciduous forest. We allocated 90 plots distributed in three parts of the forest to sample two classes of plants in the regeneration, 60 plots of 4m² to sample seedlings and 30 plots of 100 m² to sample recruits. The rock cover, canopy, regeneration, declivity and soil were environmental variables used to explain the relation between species/environment. In regeneration, the species show different regeneration potentials varying with the class of plants and the existence of the short environmental gradient. The regenerating species show different regeneration potentials varying with the class of plants and the existence of the short environmental gradient. Seedlings show higher regeneration intensity than most species of recruits. Canopy cover, declivity and soil type are important predictors for understanding regeneration, especially the canopy strongly related to the density and distribution of the species. Different from other seasonal deciduous forests, in this study the contribution of species of plants dispersed by animals is higher and suggests the protection of the Conservation Unit that significantly increases the amount of dispersing agents, considered as an area of fauna escape.

Key-words: Seasonality, drought, heterogeneity, light, water.

Introdução

As florestas tropicais decíduais seguem padrões similares a outras florestas tropicais, com a maioria das espécies apresentando maior número de indivíduos no estrato de plantas juvenis, que compõem o estrato em regeneração na floresta (Hubell, 1979). Entretanto existe uma complexidade estrutural maior para a distribuição espacial e dispersão dos indivíduos dentro da comunidade em regeneração na floresta estacional decidual, condicionada a diferentes fatores físicos do ambiente (Veenendaal, et al., 1995; Balvanera e Aguirre, 2006; Williams-Linera e Lorea, 2009; Balnavera et al., 2011; Corrià-Ainslie et al., 2015; Méndez-Toribio et al., 2016), aos distúrbios pronunciados que podem ocorrer na floresta (Vieira e Scariot., 2008; d'Oliveira et al., 2011; Verma e Jayakumar, 2015), às estratégias reprodutivas adotadas pelas espécies (Marquardt et al., 2009; Mondal e Sukumar, 2015) e as interações bióticas que interferem na reprodução das plantas (Quesada et al., 2004; Quesada et al., 2013).

A complexidade na floresta estacional decidual é reportada pela diferença que existe entre os componentes estruturais, florísticos e funcionais de acordo com o estágio de sucessão da floresta. Em estágio de sucessão tardia, as espécies apresentam maior área foliar específica com baixo nível fotossintético e transpiração. Já em estágios iniciais os valores para área basal, densidade foliar e índice de área foliar são mais baixos valores. A estrutura florística é similar entre os estágios intermediários e tardios, enquanto que, estágios iniciais e intermediários são similares funcionalmente. No geral, a floresta em estágio de sucessão inicial apresenta menor área basal, densidade foliar e índice de área foliar quando comparado a estágios intermediários e finais, indicando menor densidade da vegetação, menor cobertura e maior disponibilidade de luz nos estágios iniciais de sucessão da floresta (Alvarez- Añorve et al., 2012).

Alguns aspectos da regeneração natural das florestas estacionais decíduais revelam o contraste com as outras florestas tropicais. A maioria das espécies apresentam sementes dispersadas pelo vento no fim da estação seca, a cobertura vegetal nos estratos superiores da floresta facilita a germinação e o estabelecimento de plântulas no estrato em regeneração da floresta, muitas espécies possuem habilidade para rebroto e o fogo não é um evento frequente apesar do ambiente seco em função da sazonalidade climática (Vieira e Scariot, 2006).

O processo da regeneração na floresta estacional decidual ainda irá depender das taxas de germinação das sementes, emergência de plântulas e sobrevivência. Estas taxas apresentam variações de acordo com a posição topográfica da floresta, que podem ser registradas, distribuídas em platôs, áreas mais inclinadas e terras baixas. Em geral, o banco de sementes e a densidade de plântulas tende a contribuir menos para a regeneração das florestas localizadas em áreas mais inclinadas e platôs quando comparadas a florestas localizadas em terras baixas (Bentos et al., 2013).

Os fatores que podem alterar os processos e padrões da vegetação na floresta estacional decidual naturalmente aumentam quando são inseridos os distúrbios antrópicos e dificultam ainda mais a compreensão do mecanismo de resposta tanto no processo de regeneração como nos padrões de diversidade de espécies. As Unidades de Conservação (UCs) apresentam-se com o objetivo de assegurar amostras significativas e ecologicamente viáveis das diferentes populações, habitats e ecossistemas (Lei 9.985/2000). Esta particularidade das UCs proporciona condições para que a floresta e seus processos ocorram naturalmente sem perturbações antrópicas, o que facilita o entendimento das respostas direcionadas apenas por variações naturais da floresta.

Apesar da estratégia de conservação aplicada para as florestas brasileiras, baseadas nas normativas da Constituição Federal para proteção da flora propostas no Parágrafo VII do Artigo 23 (Brasil, 1988), nas mudanças do Novo Código Florestal - Lei nº 12.651/2012 (Brasil, 2012) ou na criação de Unidades de Conservação - SNUC Lei 9.985/2000 (Brasil, 2000) instituído em Decreto no Plano de Áreas Protegidas - PNAP 5.758/2006 (Brasil, 2006), a floresta estacional decidual ainda é registrada como uma das formações florestais mais ameaçadas. Além disso, poucos estudos têm contextualizado a regeneração na floresta estacional decidual (Stoner e Sánchez-Azofeifa, 2009).

Assim, este estudo apresenta como principal objetivo inventariar as espécies lenhosas em regeneração em três trechos de floresta estacional decidual e buscar compreender os padrões de distribuição e dispersão das espécies lenhosas nas diferentes condições ambientais proporcionadas pela floresta no Parque Estadual do Pau Furado.

Material e Métodos

Área de estudo

O Parque Estadual do Pau Furado (PEPF) está situado na porção leste do município de Uberlândia e parte deste encontra-se no município de Araguari (Figura 6). Criado em 2007, como uma medida compensatória, devido aos impactos gerados durante as instalações das Usinas Hidrelétricas Amador Aguiar I e II, o PEPF é o primeiro Parque Estadual na região.



Figura 6 - Localização do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Com aproximadamente 2,2 mil hectares de área, o PEPF possui diferentes fitofisionomias do Cerrado, onde a floresta estacional decidual contribui com a maior área, cerca de 60%. Apresenta-se distribuído em uma área de relevo acidentado com pequenos vales criados por três córregos (Piranhas, Terra Branca e Marimbondo) e o grande vale do Rio Araguari que corta o Parque ao extremo sul (IEF, 2011).

A floresta estacional decidual está distribuída em um gradiente topográfico com variações na declividade do terreno e tipo de solo. De acordo com o

mapeamento geológico e pedológico realizado nos limites do Parque Estadual do Pau Furado, as parcelas alocadas no trecho Terra Branca, Sede e Marimbondo estão distribuídas sobre o Nitossolo de origem Mesosóica e Argissolo Vermelho-Amarelo de origem Pré-Cambriana (Figura 7).

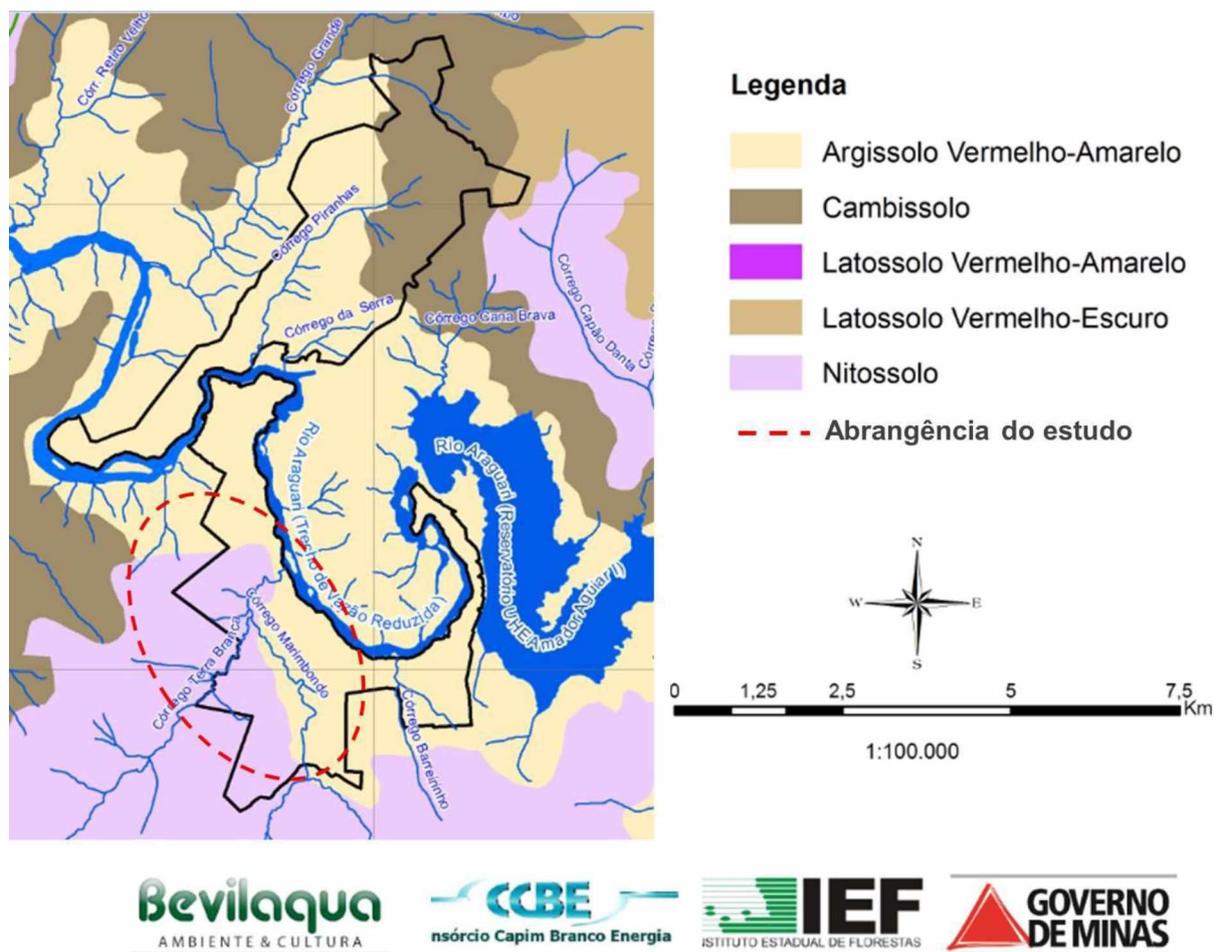


Figura 7 - Mapeamento de solos nos limites do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. Fonte: Caderno de Mapas IEF - adaptado.

As áreas de ocorrência natural são originárias de formações secundárias que no passado recente eram áreas de Reserva Legal, que apesar das restrições impostas por Lei, estas florestas sofriam diferentes tipos de perturbações antrópicas como área de refúgio para o gado, corte seletivo, extração de cascalho, trilhas e fogo. Apesar dos impactos, em determinados trechos, a floresta ainda mantém suas características de floresta estacional decidual.

A presença de espécies típicas como *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan e *Myracrodruon urundeuva* Allemão, denotam a floresta apresenta uma altura média do dossel de 18 metros e a ocorrência de indivíduos de grande porte com mais de 25 metros de altura. A vegetação é bastante heterogênea, mesmo se tratando da mesma fitofisionomia, fato que pode ser justificado por sua interface com as outras fitofisionomias registradas no PEPF como o cerrado *sensu stricto*, cerradão e a Mata de Galeria.

Diferente de outras florestas estacionais decíduais típicas que estão situados sob o afloramento do calcário, a floresta estacional decidual do PEPF encontra-se predominantemente distribuída sob o afloramento do basalto, ocorrendo pontos isolados com a presença de micaxisto (Souza et al., 2007).

Estudos durante a fase de planejamento e implantação do PEPF, identificaram 8 fisionomias vegetais distribuídas em uma paisagem ambiental bastante heterogênea com predominância da floresta estacional decidual em formação primária e secundária. Uma melhor compreensão dessas fisionomias é mostrado pelo mapa de fitofisionomias vegetais elaborado para o PEPF (Figura 8).

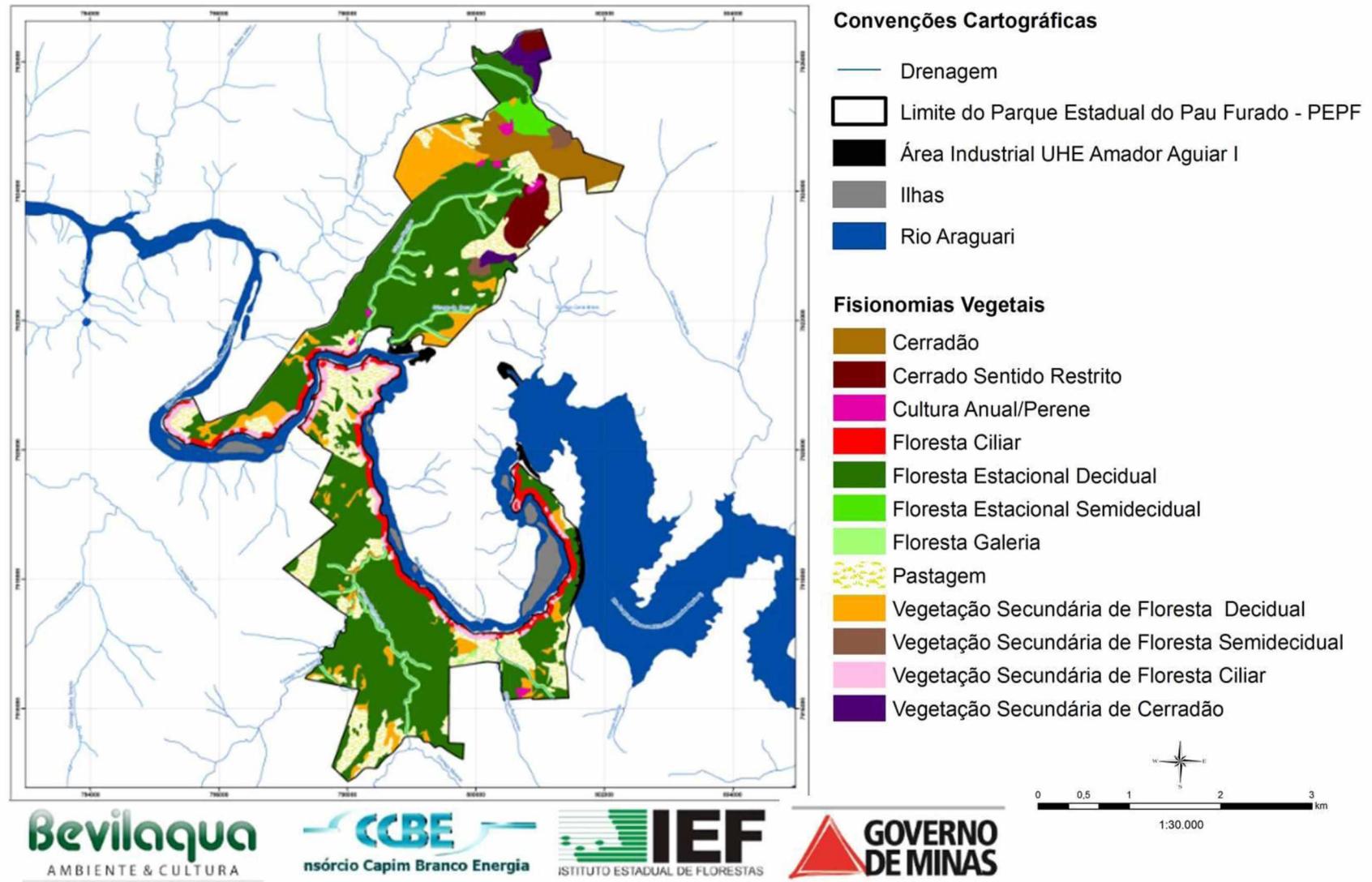


Figura 8 - Fitofisionomias registradas no Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. Fonte: Adaptado do Caderno de Mapas apresentado pelo IEF.

Delineamento amostral

A área de floresta estacional decidual estudada do Parque Estadual do Pau Furado foi dividida em três longos trechos que abrangem os limites do Parque. Em cada trecho foram aleatorizados 10 parcelas de duas dimensões que correspondem às unidades amostrais deste estudo (Figura 9).

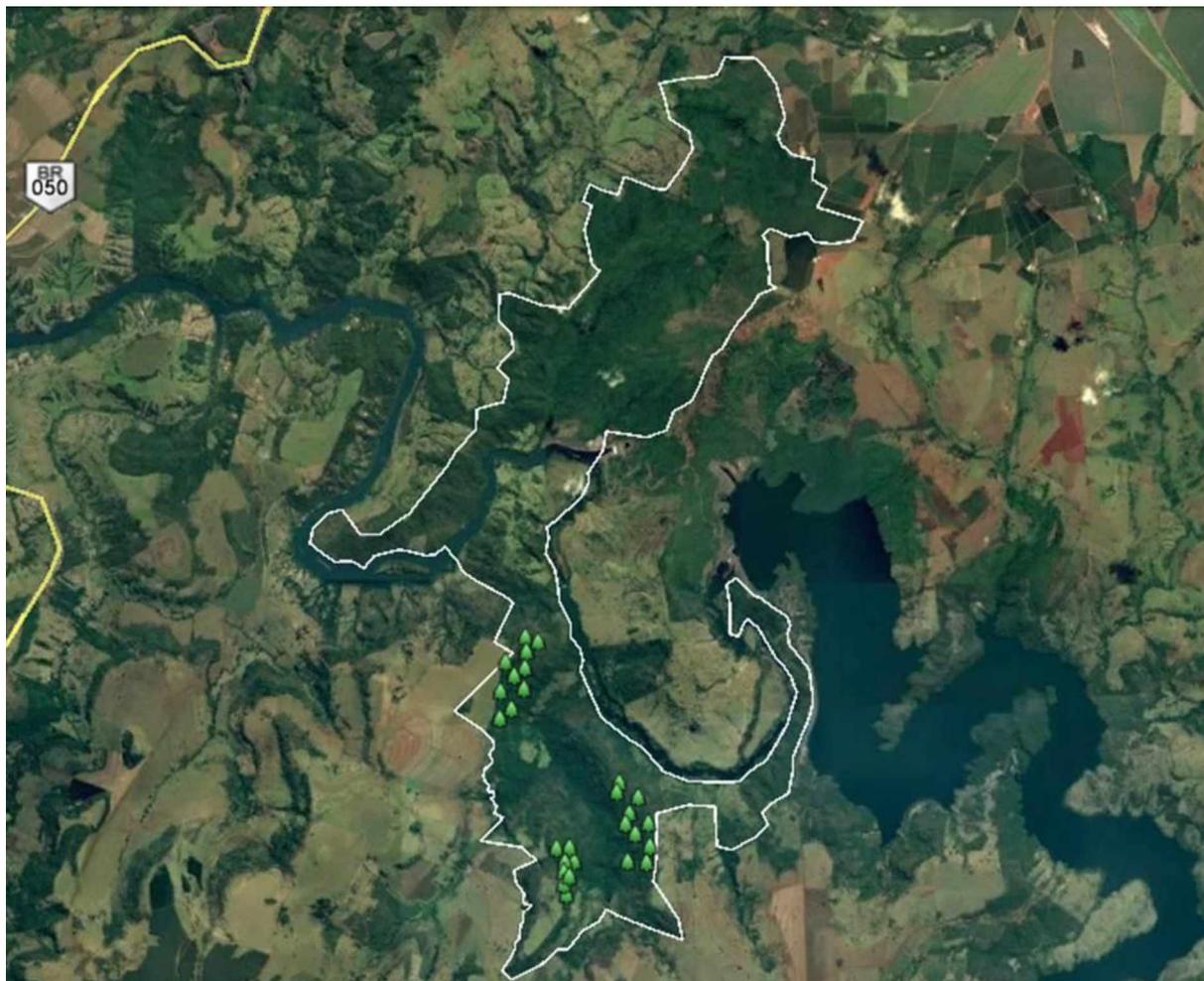


Figura 9 - Distribuição das unidades amostrais por trecho de floresta estacional decidual no Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. Fonte: Google Earth.

Cada ponto georreferenciado possui uma parcela permanente de 10m x 10m (100m^2) e duas subparcelas de 2m x 2m (4m^2), totalizando 30 parcelas de 100m^2 e 60 subparcelas de 4m^2 (Figura 10). No conjunto das 60 subparcelas de 4m^2 , 20 unidades foram escolhidas para um estudo experimental, detalhado no capítulo 4 desta Tese.

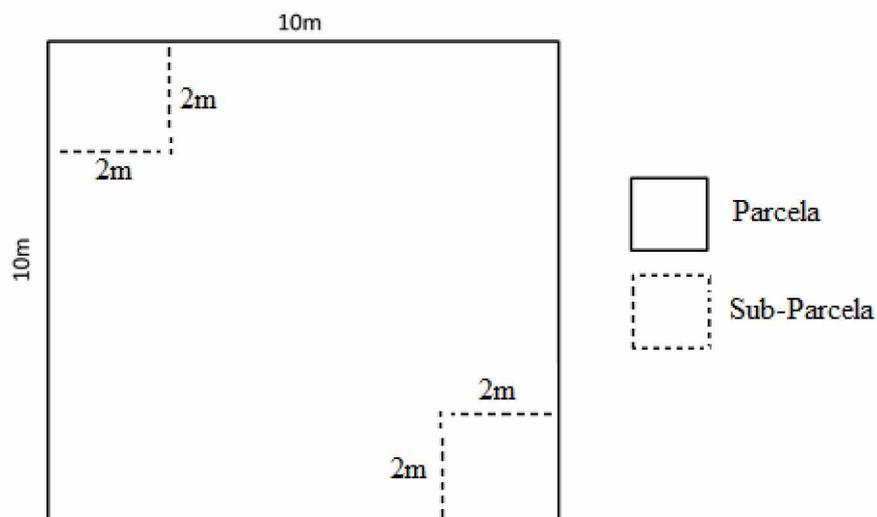


Figura 10 - Modelo esquemático das unidades amostrais usadas para a análise do componente lenhoso em regeneração na floresta estacional decidual, Uberlândia, Minas Gerais

Procedimento metodológico

Nas parcelas de 100 m² foram marcados todos os indivíduos maiores que 1m de altura e diâmetro a 1,30 m do solo menor que 5 cm (recrutas). Nas subparcelas de 4 m² todos os indivíduos maiores que 20 cm e menores que 1m (pântulas) também foram amostrados (Figura 11). Todos os indivíduos foram marcados com placas numeradas e identificados ao nível de espécie.

Espécies que não foram identificadas no campo tiveram o ramo reprodutivo coletado (Autorização de Coleta - IEF) e o material botânico foi enviado para especialistas para posterior identificação. Após identificação as espécies foram classificadas quanto à síndrome de dispersão de acordo com a morfologia dos diásporos representados na literatura (Lorenzi, 2005)

Em todas as unidades amostrais foram coletadas as variáveis de cobertura do dossel (usando densiômetro esférico), percentual de rocha (método do intersepto linear), declividade do terreno (usando um clinômetro), percentual de cobertura vegetal no solo (método do intersepto linear), área basal da parcela (usando relascópio de espelho) e recrutamento (ver material e métodos em capítulo 3).

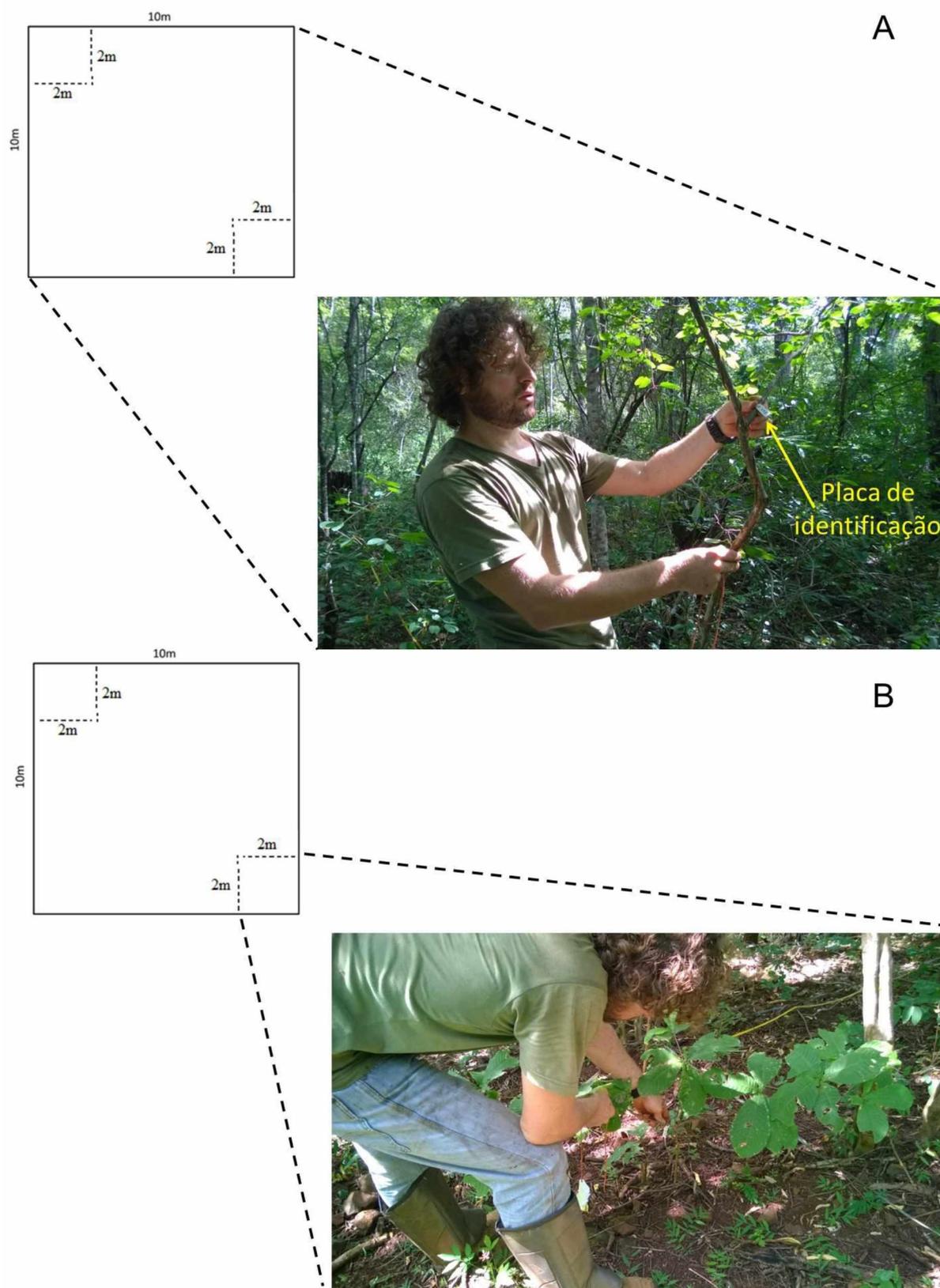


Figura 11 - Metodologia de amostragem para as espécies lenhosas em floresta estacional decidual no Parque estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. A - parcela de recrutas; B - parcela de plântulas.

Análise de dados

Parâmetros florísticos e estruturais

Para a comunidade vegetal do estrato de regeneração de cada trecho foram calculados o índice de diversidade de Shannon (H'), equabilidade (J') e índice de riqueza de Margalef. Para cada espécie foi calculada a densidade e frequência relativa, e o índice de regeneração natural (IRN). A seguir, são apresentadas as formulas usadas para cada parâmetro calculado para as espécies lenhosas em regeneração da floresta estacional decidual:

$$\text{Frequência Relativa (FR)} = \frac{\text{Frequência Absoluta da Espécie}}{\text{Frequência Absoluta Total das Espécies}} \times 100$$

$$\text{Densidade Relativa (DR)} = \frac{\text{Densidade Absoluta da Espécie}}{\text{Densidade Absoluta Total das Espécies}} \times 100$$

Para estabelecer quais são as espécies mais importantes no processo de regeneração natural calculou-se o Índice de Regeneração Natural - IRN, de acordo com Volpato (1994) onde:

$$\text{Índice de Regeneração Natural (IRN)} = \frac{\text{Densidade Relativa} + \text{Frequência Relativa}}{2}$$

Para avaliar a diversidade de espécies na área estudada foi calculado o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (Magurram, 1991). É um dos índices mais comumente utilizados na literatura para medir diversidade em dados quantitativos e a informação utilizada para estimar esta diversidade é dependente tanto do espaço quanto do tempo (Amaral et al., 2013).

$$H' = - \sum p_i \cdot \ln p_i$$

Para avaliar a riqueza de espécies foi calculado o Índice de Riqueza de Margalef, segundo:

$$\text{Índice de Margalef} = \frac{(S-1)}{\ln(N)}$$

A similaridade das espécies arbóreas ocorrentes no estrato de plântulas (Classe I) e no estrato de jovens (Classe II) foi calculada usando o Índice de Similaridade de Jaccard:

$$J = \frac{a}{(S_1 + S_2 - S_{1,2})}$$

Comparações entre os trechos de florestas e/ou estratos do componente em regeneração foram realizadas para o índice de diversidade de Shannon, índice de riqueza de Margalef, Equabilidade de Pielou e índice de regeneração natural (IRN). Os principais parâmetros da comunidade e índices foram comparados entre os estratos e as comunidades de cada trecho. Foi utilizada análise de variância (ANOVA) para verificar a variação da diversidade e densidade entre os trechos. Um teste de média (Teste t) foi aplicado para diferenciar tais parâmetros entre os estratos.

Uma CCA (Canonical Correspondence Analysis) foi utilizada como uma análise de ordenação direta de gradientes que examina a relação entre a distribuição de espécies (> 5 indivíduos) e variáveis ambientais associadas na floresta estacional decidual. Os dados ambientais utilizados nesta matriz foram

Onde:

H' = Índice de Diversidade de Shannon-Wiener

Ln = Logarítimo Neperiano

pi = Densidade da Espécie na Amostra (calcula-se: número de indivíduos da espécie ÷ número total de indivíduos encontrados).

Onde:

S = Número de Espécies Encontradas

Ln = Logarítimo Neperiano

N = Número Total de Indivíduos

Onde:

S₁ = Número de Espécies da Classe I

S₂ = Número de Espécies da Classe II

S_{1,2} = Número de Espécies Comuns Classes I e II

cobertura de copa, percentual de rocha, declividade do terreno, cobertura vegetal no solo, tipo de solo e área basal da parcela.

Para a análise de correlação canônica, as espécies e as variáveis ambientais são transformadas em coordenadas (scores) correspondentes à sua projeção em cada eixo de ordenação (eigenvector). O autovalor (eigenvalue) é o peso relativo de cada eixo na explicação da variância total dos dados. Parte-se do princípio que cada variação na vegetação, em termos de densidade das espécies está intimamente ligada às variáveis ambientais (Espírito Santo et al., 2001). Um aspecto importante desta análise é a possibilidade da utilização de mais de uma variável ambiental simultaneamente e sua representação na ordenação pelo sistema de eixos, com a visualização do gradiente e das inter-relações entre as variáveis utilizadas.

A representação no gráfico biplot, juntamente com a análise dos coeficientes da correlação canônica dos eixos da ordenação e a visualização das inter-relações entre as variáveis permitirá responder a hipótese inicial deste Capítulo, isto é, se existe uma correlação entre a distribuição das espécies e as variáveis ambientais e ecológicas utilizadas nos três trechos de floresta.

Todas as análises estatísticas e exploratórias para os conjuntos de dados foram realizadas com o uso de softwares do SYSTAT 12, R e PC-Ord *version* 6.22 (McCunne e Mefford, 2011). A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Lilliefors e o diagrama de *Box and wiskey plots*. Para os dados não normais foi efetuada a transformação de dados usando-se uma distribuição logarítmica de tipo $Y = \log (A*Y+B)$. Ainda assim, se não verificada a normalidade para o conjunto de dados, foi aplicada análise não paramétrica correspondente.

Resultados

O índice de diversidade de Shannon registrado para a regeneração da floresta foi 3,18 (Tabela 1). Por trecho, existe uma variação nos valores do índice, maior diversidade (3,20) registrada no trecho Terra Branca, seguido pelo trecho Sede (2,63) e Marimbondo (2,61). Esta diferença no índice de diversidade não é observada entre os estratos do componente amostrado, apenas evidente para o índice de riqueza de Margalef no estrato de plântulas (0,2 - 1 m de altura), que apresenta menor riqueza. A similaridade de espécies entre os estratos foi elevada (70% de espécies comuns) e equabilidade (J') por trecho e por estrato do componente demonstra uma distribuição espacial adequada para os indivíduos na comunidade. Estes resultados sugerem certa estabilidade no processo de sucessão ecológica das espécies vegetais no componente em regeneração da floresta e será mais profundamente investigado no estudo das mudanças temporais (Capítulo 3).

Tabela 1 - Índice de diversidade de Shannon (H'), equitabilidade de Pielou (J') e índice de riqueza de Margalef por trecho e para os estratos da vegetação estudada na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Minas Gerais, Brasil.

Trecho	H'	J'	Margalef
Terra Branca	3,20	0,82	7,13
Sede	2,61	0,70	6,41
Marimbondo	2,63	0,69	6,82
Estrato	H'	J'	Margalef
Comunidade	3,18	0,74	9,83
Recrutas	3,14	0,74	9,57
Plântulas	3,06	0,80	6,93

No total foram amostrados 1.886 indivíduos e o índice de diversidade do componente lenhoso em regeneração é reflexo do elevado número de espécies registradas neste estudo, 75 espécies. Observou-se diferenças significativas quanto à riqueza de espécies ($F = 15,004$, $gl = 27$, $p = 0,000$) e o número de indivíduos ($F = 3,443$, $gl = 27$, $p = 0,047$) registrados por trecho amostrado. O trecho Terra Branca apresenta maior número de espécies por unidade de área e maior densidade quando comparado aos demais trechos (Figura 12).

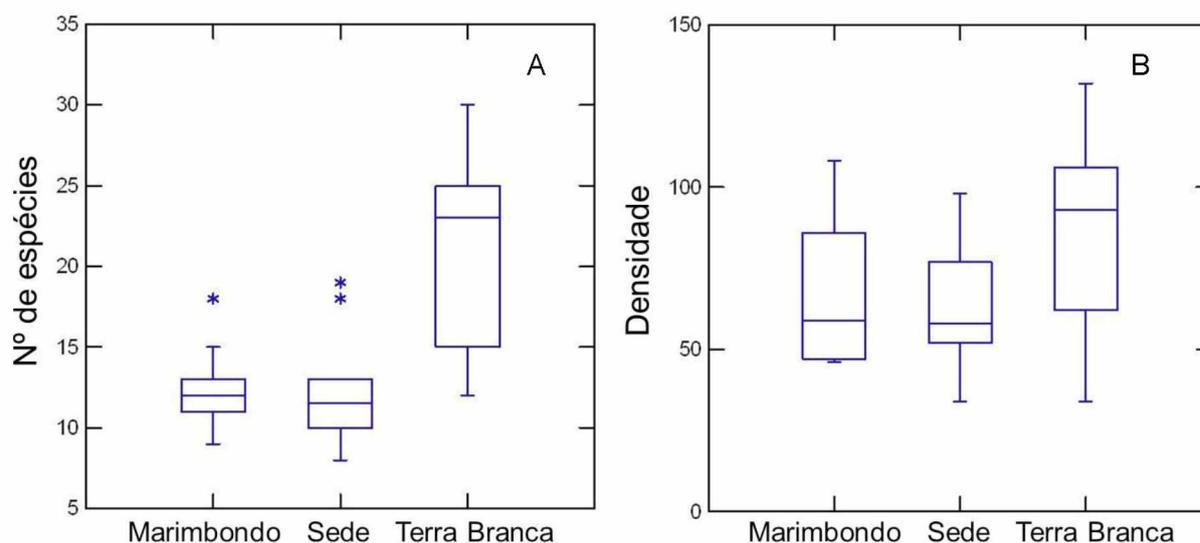


Figura 12 - Estimativas do número de espécies (A) e densidade (B) por parcela nos três trechos de floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil.

A heterogeneidade ambiental na floresta pode ser observada pelos altos valores no coeficiente de variação registrado para os parâmetros utilizados como descritores ambientais neste estudo (Tabela 2). Através das elevadas estimativas para o coeficiente de variação e desvio padrão é observado a heterogeneidade ambiental na floresta estacional decidual e denotam a grande diferença que existe na floresta em microescala, uma vez que o parâmetro aferido para unidade amostral representa um quadrante de 100 m².

Tabela 2 - Valores descritivos para os parâmetros ambientais e biológicas relacionados à distribuição das espécies no estrato de regeneração da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Parâmetros	Média ± D.P	Amplitude	C.V (%)
Declividade (°)	20,3 ± 11,55	4-60	57
Cobertura do dossel (%)	63,5 ± 24,66	20-95	39
Rochosidade (%)	9,07 ± 11,97	0-45	132
Área basal da parcela (G)	22,4 ± 4,76	5-23	42
Recrutamento (%)	23,14 ± 12,04	0-57,34	52
Cobertura do solo (%)	39,7 ± 14,55	12-66	37

A taxa de recrutamento de indivíduos no ambiente também é um aspecto importante para explicar a distribuição das espécies e quando associado com os parâmetros físicos (declividade/cobertura do dossel/rochosidade/tipo de solo), explicam quase 20% da distribuição das espécies em regeneração da floresta (Tabela 3).

Tabela 3 - Valores observados e percentuais para a relação espécie/ambiente em regeneração da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

CCA	Eixo I	Eixo II	Eixo III
Variância observada	0.480	0.351	0.169
% Variância explicada	10.4	7.6	3.7
% Cumulativo explicado	10.4	18.0	21.6
Correlação de Pearson Espécie x Ambiente	0.939	0.855	0.854
Correlação ranqueada de Kendall Espécie x Ambiente	0.761	0.536	0.609

A escolha das variáveis ambientais ou biológicas utilizadas para explicar a distribuição das espécies no ambiente é extremamente importante, pois apenas variáveis confiáveis permitem estabelecer uma relação forte espécie/ambiente. O teste de randomização observado individualmente para cada eixo e também entre as espécies e as variáveis ambientais foi altamente significativo, $p = 0,001$ e $0,005$, respectivamente (Tabela 4).

Tabela 4 - Valores apresentados pelo teste de randomização na CCA realizada individualmente por eixo e na correlação espécie/ambiente.

Autovalor					
Eixo	Observado	Média	Mínimo	Máximo	Probabilidade (p)
I	0,480	0,293	0,179	0,457	0,001
II	0,351	0,216	0,137	0,336	
II	0,169	0,169	0,107	0,265	
Espécie/Ambiente					
Eixo	Observado	Média	Mínimo	Máximo	Probabilidade (p)
I	0,939	0,829	0,7	0,948	0,005
II	0,855	0,804	0,638	0,936	
II	0,854	0,774	0,615	0,904	

O aumento na declividade do terreno, a cobertura do dossel e o recrutamento são variáveis ecológicas fortemente relacionadas com o estabelecimento e a distribuição das espécies em regeneração da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado (Tabela 5).

Tabela 5 - Variáveis ecológicas relacionadas com a distribuição das espécies em regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. Valores em negrito denotam relações significativas.

Variável	Eixo I	Eixo II	Eixo III
Declividade (°)	-0,550	-0,505	0,078
Cobertura do dossel (%)	0,888	-0,105	0,131
Rochosidade (%)	0,236	-0,160	-0,486
Area basal da parcela (G)	0,054	-0,624	-0,399
Recrutamento	-0,486	0,219	-0,147
Cobertura do solo (%)	-0,177	0,326	-0,593

A porcentagem de rocha também foi evidente na representação gráfica na análise CCA e revela um gradiente ambiental na floresta, explicado com os parâmetros ambientais relacionados à distribuição das espécies em regeneração da floresta, representado pela cobertura do solo, declividade e recrutamento de novos indivíduos.

A maioria das parcelas está distribuída no Argissolo e apresenta uma relação com a regeneração, recrutamento (R), declividade e a área basal da floresta (G). Por outro lado, as parcelas situadas no Nitossolo estão relacionadas com a cobertura do dossel. A segregação do solo e as variações ambientais foram responsáveis pela criação de um gradiente ambiental e de distribuição das espécies em regeneração da floresta (Figura 13).

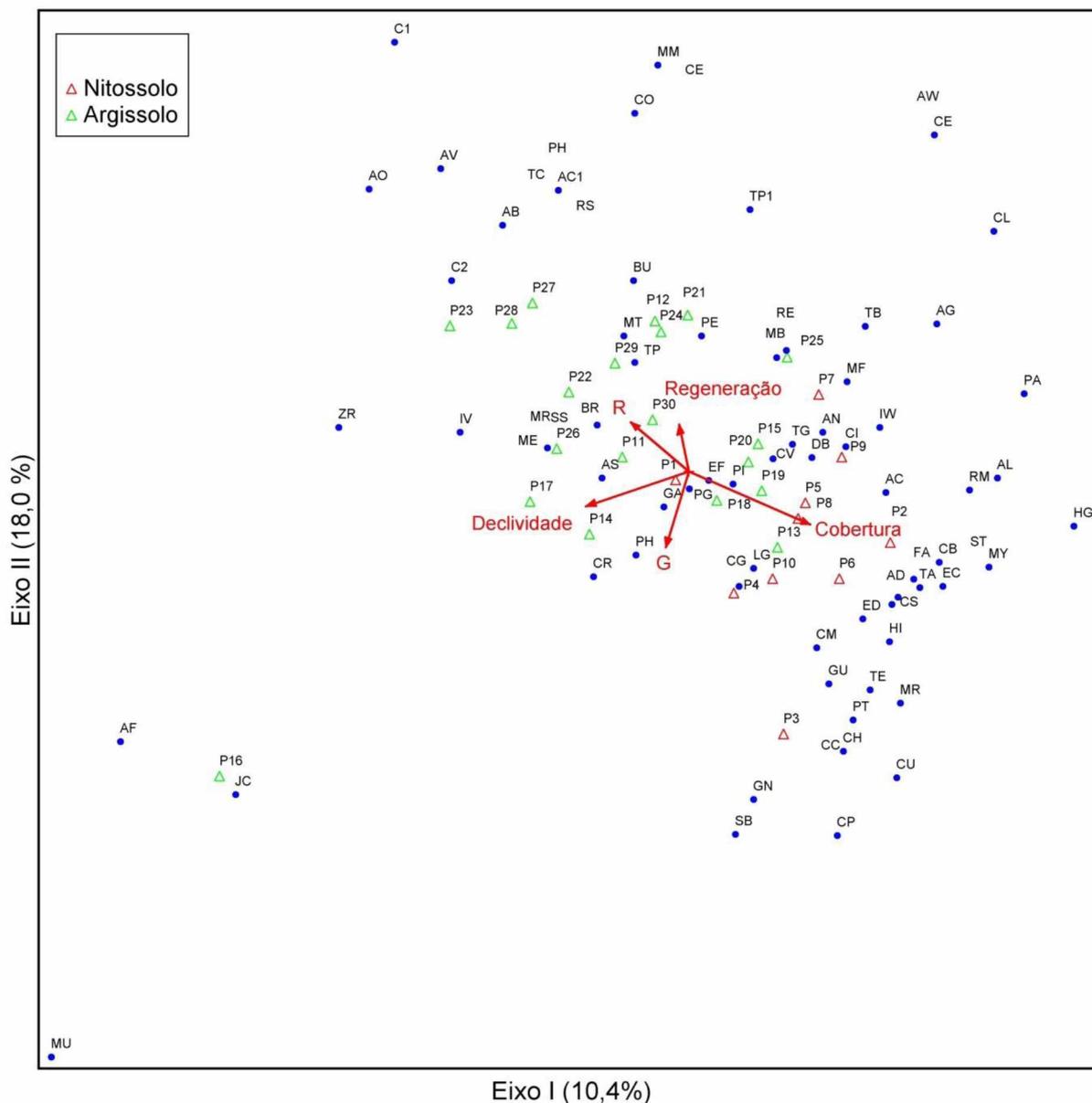


Figura 13 - Análise de Correspondência Canônica representando a distribuição das espécies lenhosas em regeneração em função dos parâmetros ambientais e biológicos nos três trechos de floresta estacional decidual. P - parcelas; AA - código para espécies (Tabela 6).

Quando analisados separadamente o primeiro e segundo eixo da representação gráfica na CCA pode-se observar grupos distintos de espécies determinadas pela preferência no ambiente. Considerando o eixo II (18% da variância explicada), dois grandes grupos podem ser representados. O grupo I, formado pelas espécies distribuídas sobre o Argissolo e influenciadas pela área basal, declividade, recrutamento e percentual de regeneração e grupo II, que apresenta espécies influenciadas pela cobertura do dossel, distribuídas no Nitossolo.

Neste estudo, as espécies *Anadenanthera colubrina*, *Celtis iguanaea*, *Casearia gossypiosperma*, *Campomanesia velutina* e *Rhamnidium elaeocarpum* estão relacionados ao Nitossolo e distribuição fortemente influenciada pela abertura do dossel, enquanto, *Chomelia ribesioides*, *Bauhinia unguolata*, *Myracrodruon urundeuva*, *Allophylus racemosus* e *Ormosia arborea* apresentam distribuição no Argissolo correlacionada com a declividade.

Estas espécies de cada grupo correspondente na CCA e outras espécies características da floresta estacional decidual como *Senegalia polyphylla*, *Bauhinia rufa*, *Piptadenia gonoacantha*, *Casearia gossypiosperma* e *Myracrodruon urundeuva*, apresentaram a maior contribuição de indivíduos no estrato em regeneração da floresta (Tabela 6).

Tabela 6 - Valores relativos de frequência (FR), densidade (DR) e índice de regeneração natural (IRN) para as espécies lenhosas registradas na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Cód.	Espécie	Ni	FR	DR	IRN
AC	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	289	14,16	32,86	23,51
CI	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	203	10,79	16,91	13,85
BR	<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	198	8,99	16,90	12,94
PG	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	175	10,28	15,80	13,04
AP	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	157	3,76	11,66	7,71
CV	<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O. Berg	102	10,73	9,95	10,34
CG	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	101	9,10	8,91	9,00
RE	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	90	10,23	11,33	10,78
UM	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	71	5,95	5,82	5,89
CR	<i>Chomelia ribesioides</i> Bent. ex A. Gray	52	8,54	4,45	6,49
ED	<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	47	6,23	4,66	5,45
AL	<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	46	6,19	4,81	5,50
LG	<i>Luehea grandiflora</i> Mart & Zucc.	46	5,50	6,11	5,81
GU	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	42	4,88	3,45	4,17
BU	<i>Bauhinia unguolata</i> L.	39	3,59	3,25	3,42
PT	<i>Pouteira torta</i> (Mart.) Radlk.	35	5,00	5,27	5,14
DB	<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	29	7,03	3,67	5,35
TE	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	27	3,31	2,45	2,88
TR	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	23	3,31	1,86	2,59
AS	<i>Cordia humilis</i> (K. Schum.) Kuntze	22	2,86	1,79	2,33
AV	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	20	1,40	1,33	1,37
OS	<i>Psychotria</i> sp.	19	3,76	2,14	2,95
EC	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	17	3,54	2,22	2,88
MR	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	17	4,27	2,33	3,30

Continuação

TB	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	17	3,93	2,11	3,02
EF	<i>Eugenia florida</i> DC.	16	4,38	1,83	3,11
IV	<i>Inga vera</i> Willd.	14	2,75	1,59	2,17
SB	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	14	2,02	1,26	1,64
GA	<i>Genipa americana</i> L.	12	2,69	0,91	1,80
AO	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	11	1,85	0,84	1,35
AB	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	9	2,02	0,82	1,42
IW	<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	8	1,85	0,64	1,25
CM	<i>Casearia mariquitensis</i> Kunth	7	1,01	0,68	0,85
UM	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	6	0,90	1,05	0,98
PA	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	6	1,01	0,84	0,92
CS	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	5	1,01	0,66	0,84
HG	<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	5	1,18	0,55	0,87
CB	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	4	1,12	0,27	0,69
CU	<i>Croton urucurana</i> Baill.	4	1,46	0,48	0,97
JC	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	4	0,84	0,27	0,55
MB	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	4	1,29	0,38	0,83
SS	<i>Sterculia sitriata</i> A. St.-Hil.&Naudin	4	1,29	0,38	0,83
TP1	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. Grose	4	1,29	0,38	0,83
AG	<i>Acalypha gracilins</i> Spreng.	3	0,28	0,20	0,24
CM	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	3	0,28	0,20	0,24
CU	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	3	1,35	0,53	0,94
AN	<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	3	0,28	0,13	0,24
AD	<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	2	0,73	0,24	0,49
AF	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	2	0,56	0,13	0,35
CS	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	2	0,28	0,13	0,21
HI	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	2	0,56	0,13	0,35
PE	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	2	0,56	0,13	0,35
PG	<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	2	0,56	0,13	0,35
PH	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	2	0,28	0,13	0,21
RM	<i>Roupala montana</i> Aubl.	2	0,73	0,24	0,49
TG	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	2	0,45	0,35	0,40
TP	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	2	0,56	0,13	0,35
AW	<i>Aegiphila integrifolia</i> (jacq.) Moldenke	1	0,28	0,07	0,17
AC1	<i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth.) Blake	1	0,45	0,18	0,31
C1	<i>Calipteris</i> sp.	1	0,28	0,07	0,17
C2	<i>Calliandra</i> sp.	1	0,28	0,07	0,17
CE	<i>Cestrum</i> sp.	1	0,28	0,07	0,17
CL	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	1	0,28	0,07	0,17
CO	<i>Cordia</i> sp.	1	0,28	0,07	0,17
CH	<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll. Arg.	1	0,28	0,07	0,17
CM	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	1	0,28	0,07	0,17
GN	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	1	0,28	0,07	0,17
GG	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	1	0,28	0,07	0,17

Cont.

Continuação

MM	<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	1	0,28	0,07	0,17
ME	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	1	0,28	0,07	0,17
MF	<i>Maytenus floribunda</i> Pittier	1	0,28	0,07	0,17
PA	<i>Phyllanthus acuminatum</i>	1	0,28	0,07	0,17
TC	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	1	0,28	0,07	0,17
ZR	<i>Zanthoxylum roifolium</i> Lam.	1	0,28	0,07	0,17

A distribuição dos indivíduos para algumas das espécies com maiores valores de regeneração é diferente para os estratos de recrutas e plântulas. Quando se observa a contribuição da espécie nos diferentes estratos, principalmente aquelas consideradas emblemáticas para a formação da floresta estacional decidual, observou-se que as espécies *Senegalia polyphylla*, *Celtis iguanaea* e *Myracrodruon urundeuva* apresentam uma distribuição inversa de *Rhamnidium elaeocarpum*, *Dilodendron bipinnatum* e *Luehea grandiflora* (Figura 14).

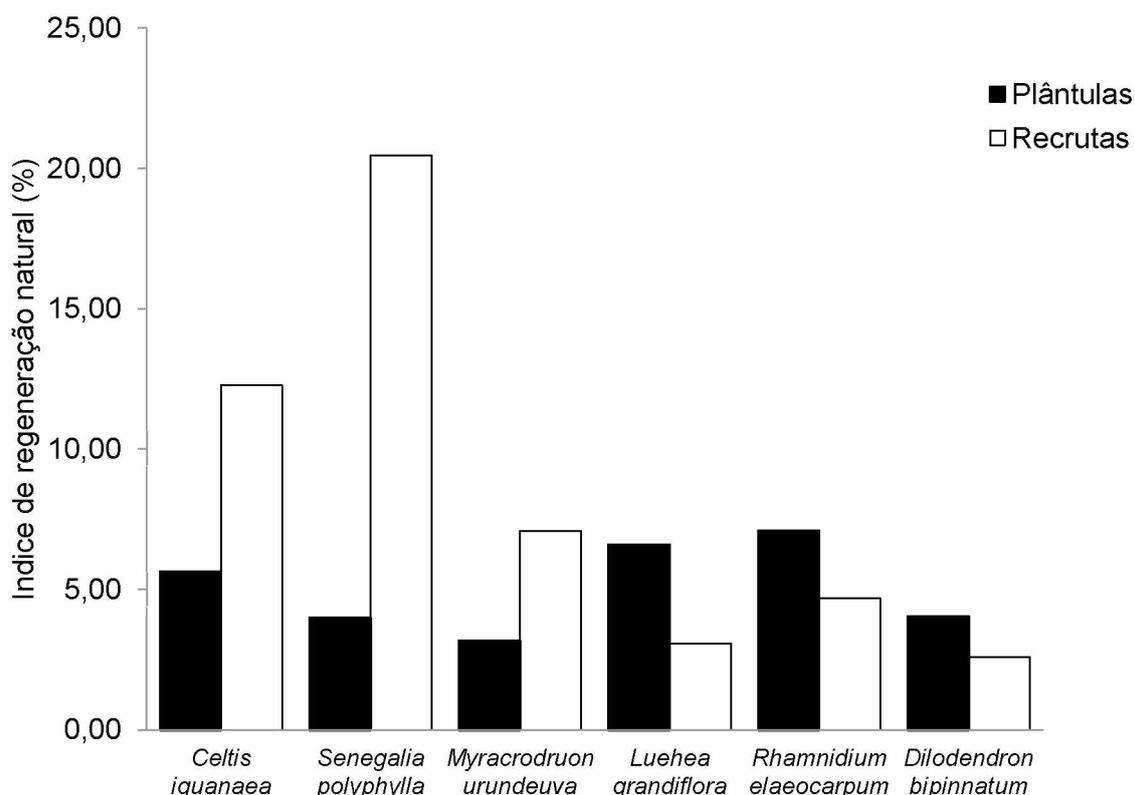


Figura 14 - Distribuição dos indivíduos para algumas espécies registradas nas diferentes classes do estrato de regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil.

Esta inversão do número de indivíduos recrutados em maior quantidade na classe de plântulas também é observada para outras espécies quando comparados os valores obtidos pelas plantas em cada classe de regeneração da floresta. Os resultados demonstram que *Anadenanthera colubrina* é a principal espécie do estrato de regeneração da floresta. Entre as espécies que apresentaram maior número de indivíduos no componente de plântulas, *Anadenanthera colubrina* registra o dobro de regeneração por si e valor três vezes maior quando comparada a outras espécies da comunidade (Tabela 7).

Os resultados da regeneração demonstram a importância e a atividade da fauna na dispersão das espécies na floresta estacional decidual. De acordo com os atributos ecológicos das espécies, principalmente aquelas com altos valores de regeneração (> 5 indivíduos) , 57% das espécies são zoocóricas (ver espécies tabela 6), enquanto para as espécies que estão recrutando mais indivíduos na classe de plântulas, 63% são zoocóricas (Tabela 7).

Tabela 7 - Valores relativos de frequência (FR), densidade (DR) e índice de regeneração natural (IRN) separados por classes de regeneração na floresta estacional decidual. (**) Espécies com mais de cinco indivíduos na comunidade que obtiveram valores superiores no componente de plântulas. Ni - número de indivíduos. Zoo - zoocórica; NZoo - não zoocórica.

Espécie	Síndrome Dispersão	Ni total	Estrato de recrutas (plantas > 1m)				Estrato de plântulas (plantas 20cm - 1m)			
			Ni	FR	DR	IRN	Ni	FR	DR	IRN
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	NZoo	289	164	5,60	10,93	8,27	125	8,56	21,93	15,24
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Zoo	203	172	4,48	11,47	7,97	31	6,31	5,44	5,87
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	NZoo	198	164	4,48	10,93	7,71	34	4,50	5,96	5,23
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	NZoo	175	137	5,32	9,13	7,23	38	4,95	6,67	5,81
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	NZoo	157	146	1,96	9,73	5,85	11	1,80	1,93	1,87
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O. Berg	Zoo	102	73	5,32	4,87	5,09	29	5,41	5,09	5,25
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Zoo	101	81	5,04	5,40	5,22	20	4,05	3,51	3,78
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Zoo	90	41	3,92	2,73	3,33	49	6,31	8,60	7,45
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	NZoo	71	61	2,80	4,07	3,43	10	3,15	1,75	2,45
<i>Chomelia ribesioides</i> Bent. ex A. Gray	Zoo	52	43	4,48	2,87	3,67	9	4,05	1,58	2,82
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	Zoo	47	33	3,08	2,20	2,64	14	3,15	2,46	2,80
<i>Allophylus racemosus</i> SW.	Zoo	46	30	1,68	2,00	1,84	16	4,50	2,81	3,66
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	NZoo	46	18	2,80	1,20	2,00	28	2,70	4,91	3,81
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Zoo	42	36	3,08	2,40	2,74	6	1,80	1,05	1,43
<i>Bauhinia unguolata</i> L.	NZoo	39	33	2,24	2,20	2,22	6	1,35	1,05	1,20
<i>Pouteira torta</i> (Mart.) Radlk.	Zoo	35	8	1,40	0,53	0,97	27	3,60	4,74	4,17
<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	Zoo	29	13	2,52	0,87	1,69	16	4,50	2,81	3,66
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Zoo	27	21	1,96	1,40	1,68	6	1,35	1,05	1,20
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	NZoo	23	20	1,96	1,33	1,65	3	1,35	0,53	0,94
<i>Cordia humilis</i> (K. Schum.) Kunitze	Zoo	22	19	1,96	1,27	1,61	3	0,90	0,53	0,71
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	NZoo	20	20	1,40	1,33	1,37	0	0,00	0,00	0,00
<i>Psychotria</i> sp.	Zoo	19	11	1,96	0,73	1,35	8	1,80	1,40	1,60
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	NZoo	17	7	0,84	0,47	0,65	10	2,70	1,75	2,23

Cont.

Continuação

<i>Myrcia splendens</i> (SW.)DC.	Zoo	17
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	NZoo	17
<i>Eugenia florida</i> DC.	Zoo	16
<i>Inga vera</i> Wild.	Zoo	14
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	Zoo	14
<i>Genipa americana</i> L.	Zoo	12
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	NZoo	11
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	Zoo	9
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	Zoo	8
<i>Casearia mariquitensis</i> Kunth	Zoo	7
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Zoo	6
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Zoo	6
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Zoo	5
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	Zoo	5
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Zoo	4
<i>Croton urucurana</i> Baill.	NZoo	4
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	NZoo	4
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	NZoo	4
<i>Sterculia sitriata</i> A. St.-Hil.&Naudin	NZoo	4
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O. Grose	NZoo	4
<i>Acalypha gracilins</i> Spreng.	NZoo	3
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Zoo	3
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	NZoo	3
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	Zoo	3
<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	NZoo	2
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	NZoo	2
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	NZoo	2
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	NZoo	2

6	1,12	0,40	0,76	11	3,15	1,93	2,54
8	1,68	0,53	1,11	9	2,25	1,58	1,92
9	1,68	0,60	1,14	7	2,70	1,23	1,97
8	1,40	0,53	0,97	6	1,35	1,05	1,20
11	1,12	0,73	0,93	3	0,90	0,53	0,71
11	2,24	0,73	1,49	1	0,45	0,18	0,31
10	1,40	0,67	1,03	1	0,45	0,18	0,31
7	1,12	0,47	0,79	2	0,90	0,35	0,63
7	1,40	0,47	0,93	1	0,45	0,18	0,31
5	0,56	0,33	0,45	2	0,45	0,35	0,40
0	0,00	0,00	0,00	6	0,90	1,05	0,98
2	0,56	0,13	0,35	4	0,45	0,70	0,58
2	0,56	0,13	0,35	3	0,45	0,53	0,49
3	0,28	0,20	0,24	2	0,90	0,35	0,63
4	1,12	0,27	0,69	0	0,00	0,00	0,00
2	0,56	0,13	0,35	2	0,90	0,35	0,63
4	0,84	0,27	0,55	0	0,00	0,00	0,00
3	0,84	0,20	0,52	1	0,45	0,18	0,31
3	0,84	0,20	0,52	1	0,45	0,18	0,31
3	0,84	0,20	0,52	1	0,45	0,18	0,31
3	0,28	0,20	0,24	0	0,00	0,00	0,00
3	0,28	0,20	0,24	0	0,00	0,00	0,00
0	0,00	0,00	0,00	3	1,35	0,53	0,94
3	0,28	0,13	0,21	0	0,00	0,00	0,00
1	0,28	0,07	0,17	1	0,45	0,18	0,31
2	0,56	0,13	0,35	0	0,00	0,00	0,00
2	0,28	0,13	0,21	0	0,00	0,00	0,00
2	0,56	0,13	0,35	0	0,00	0,00	0,00

Cont.

Continuação

<i>Platypodium elegans</i> Vogel	NZoo	2
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	Zoo	2
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Zoo	2
<i>Roupala montana</i> Aubl.	NZoo	2
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Zoo	2
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Zoo	2
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Zoo	1
<i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth.) Blake	NZoo	1
<i>Calipteris</i> sp.	NZoo	1
<i>Calliandra</i> sp.	Zoo	1
<i>Cestrum</i> sp.	NZoo	1
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Zoo	1
<i>Cordia</i> sp.	NZoo	1
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll. Arg.	Zoo	1
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Zoo	1
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Zoo	1
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer.	Zoo	1
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	Zoo	1
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Zoo	1
<i>Maytenus floribunda</i> Reissek	Zoo	1
<i>Phyllanthus acuminatum</i>	Zoo	1
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Zoo	1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Zoo	1

Discussão

A regeneração inicia com a produção, dispersão e armazenagem de sementes, germinação e estabelecimento de plântulas, etapas de um processo altamente dependente dos aspectos físicos do ambiente, das relações ecológicas entre as espécies e suas respostas fisiológicas aos principais condutores deste evento (Price et al., 2001).

As espécies mais importantes no componente lenhoso em regeneração da floresta, como *Anadenanthera colubria*, *Celtis iguanaea*, *Bauhinia rufa*, *Piptadenia gonoacantha*, *Senegalia polyphylla*, *Campomanesia velutina*, *Rhamnidium elaeocarpum*, *Chomelia ribesoides* e *Allophyllus racemosus* também são espécies emblemáticas com a ocorrência de acordo com a unidade fitogeográfica da floresta estacional decidual (Arruda et al., 2013).

O índice de diversidade de Shannon e a densidade obtida na comunidade lenhosa em regeneração da floresta estacional decidual deste estudo registra altos valores para este tipo de vegetação (Sagar e Singh, 2005; Hernández-Ramírez e Garcia-Méndez, 2015; Leyser et al., 2012; Silva et al., 2014). Entretanto, apenas o trecho Terra Branca apresentou elevada diversidade, com o trecho Sede e Marimbondo apresentando valores abaixo dos registros na literatura.

Estas diferenças registradas entre os trechos podem ser reflexo do estágio de sucessão ecológica que representam, onde cada trecho possui um histórico de perturbação diferente antes da implantação do Parque Estadual do Pau Furado. A particularidade de cada trecho pode estar ligada a composição e a estrutura das espécies. Existem diferenças significativas para as características e as condições ambientais das formações secundárias e a floresta original, mesmo entre as áreas que sejam mais próximas (d'Oliveira et al., 2011). Porém, a densidade e a diversidade não necessariamente aumentam com a maturidade da floresta (Mazza-Villalobos et al., 2011). Neste estudo, Terra Branca, registrou os maiores valores para densidade e diversidade de espécies lenhosas. A distribuição da diversidade de espécies na floresta estacional decidual é afetada pelos filtros ambientais (Williams-Linera e Lorea, 2009) que estão relacionados com as características do ambiente, a estrutura espacial dos indivíduos e a trajetória sucessional da floresta (Castellanos-Castro e Newton, 2015).

No passado, antes da instalação do Parque Estadual do Pau Furado, alguns trechos da floresta foram usados como áreas de pastagem ou refugio para o gado na estação seca, principalmente os trechos da Sede e Marimbondo, os quais apresentaram baixa diversidade e densidade na regeneração da floresta. Sabe-se que tempo e a densidade de estocagem de gado na floresta alteram a composição e o percentual de indivíduos no estrato de regeneração da floresta, com efeitos negativos registrados a partir da quarta semana (Marquardt et al., 2009).

Este e outros distúrbios que acometem mudanças na floresta estacional decidual, afetam de modo diferente a densidade e a regeneração das espécies no componente de plântulas e de indivíduos pré-estabelecidos, como registrado para as espécies nesta comunidade. O tempo de resposta das plântulas as mudanças no ambiente é mais rápido com o aumento da densidade populacional pós-distúrbio, enquanto que, as plantas em estratos superiores sob a mesma frequência e intensidade do distúrbio respondem tardiamente, porém a intensidade do distúrbio afeta gradativamente mais as plântulas (Verma e Jayakumar, 2015).

A heterogeneidade ambiental é responsável por grande parte das diferenças na regeneração das espécies. No gradiente da floresta, entre as variáveis ambientais mais significativas neste estudo, a cobertura de copa e a declividade estavam fortemente relacionadas com a regeneração na floresta. A germinação e o estabelecimento de plântulas são fortemente influenciadas pela temperatura, disponibilidade de água e luminosidade (Price et al., 2001), aspectos físicos do ambiente intrinsecamente relacionados com a cobertura do dossel na floresta (Veenendaal et al., 1995; Corrià-Ainslie et al., 2015), principalmente o gradiente de disponibilidade de água no solo (Balnavera et al., 2011) que afeta significativamente o grupo de plântulas (Williams-Linera e Lorea, 2009). Além disso, a declividade e a posição topográfica são grandes responsáveis por alterar as variáveis do ambiente e consequentemente influenciam a composição de espécies, os atributos estruturais da comunidade e a diversidade na floresta estacional decidual (Méndez-Toribio et al., 2016).

Algumas espécies registradas neste estudo apresentam preferências segundo a classificação de grupos e subgrupos na floresta estacional decidual. As espécies *Senegalia polyphylla*, *Piptadenia gonoacantha* e *Celtis iguanaea* pertencem a florestas estacionais deiduias que ocorrem sobre Neosolo Litólico e estão associadas fortemente a um clima dominante tipo semiárido. A presença de

Bauhinia rufa esta relacionada com áreas onde a floresta decídua que ocorre sobre a formação de Latossolo, assim como *Rhamnidium elaeocarpum* esta associada à Nitossolo Háplico, *Casearia gossypiosperma* a Cambissolos e *Campomanesia velutina* a Neosolos Flúvicos (Arruda et al., 2013). Neste estudo, espécies como *Anadenanthera colubrina*, *Celtis iguanaea*, *Casearia gossypiosperma*, *Campomanesia velutina* e *Rhamnidium elaeocarpum* estão relacionados ao Nitossolo e são influenciados pela abertura do dossel, recrutamento e percentual de regeneração.

Além dos fatores ambientais, considerados condutores-chave no processo de regeneração, as características ecológicas das espécies também direcionam este processo. A principal estratégia adotada pela maioria das espécies em regeneração na floresta estacional decidual deste estudo foi a zoocórica, diferente de outros estudos com mata seca, onde a contribuição maior pertence a espécies dispersas pelo vento (Machado et al., 1997; Barbosa et al., 2002; Barbosa et al., 2003; Ceccon e Hernández, 2009; Lima e Melo, 2015).

Conclusões

A diversidade e a densidade das espécies lenhosas que compõem o estrato em regeneração da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado apresentam variações intrínsecas com significativa redução alguns trechos de floresta estudado.

Existe um gradiente ambiental curto na floresta, uma vez que foram detectadas variações dentro de um mesmo trecho com unidades amostrais relativamente próximas (pequena escala espacial). O gradiente ambiental foi relacionado com a distribuição das espécies lenhosas e variáveis ambientais, com a declividade do terreno, cobertura de copa, área basal da floresta e tipo de solo.

O processo de regeneração difere entre as espécies lenhosas da floresta estacional decidual, com maioria das espécies (51) recrutando mais indivíduos na classe de recrutas (arvoretas e pré-reprodutivos) quando comparado à classe de plântulas (24). *Anadenanthera colubrina* é a espécie com maior potencial de regeneração da floresta estacional decidual e sua distribuição está associada à Nitossolos e possui forte relação com a cobertura de copa.

O maior número de espécies com síndrome de dispersão atribuída à fauna na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado pode ser um reflexo da proteção ambiental oferecida pela Unidade de Conservação, que contribui como área de refugio para fauna, aumentando a movimentação de frugívoros, e com isto, a efetividade de dispersão de propágulos.

CAPÍTULO 3

Mudanças temporais do componente lenhoso em regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais

Resumo

As espécies na floresta estacional decidual apresentam uma variedade de estratégias para sobrevivência durante a estação seca. Entretanto, a mortalidade e recrutamento das espécies lenhosas nestas florestas representam os valores mais elevados quando comparadas a outras florestas tropicais. O principal objetivo deste estudo foi verificar as mudanças temporais através da mortalidade e recrutamento de espécies lenhosas em regeneração em floresta estacional decidual em função da heterogeneidade espacial. Foram alocadas 90 parcelas distribuídas em três trechos da floresta para amostrar duas classes de plantas na regeneração, 60 parcelas de 4m² para amostragem de plântulas e 30 parcelas de 100 m² para amostragem dos recruta. As variáveis ambientais cobertura de rochas, cobertura de copa, regeneração, declividade e tipo solo foram utilizadas para mostrar as variações entre mortalidade e recrutamento nos trechos de floresta. No presente momento, a floresta experimenta condições ambientais não favoráveis, com um balanço negativo entre a mortalidade e o recrutamento das espécies ($M = 18,14\%.\text{ano}^{-1}$ e $R = 14,96\%.\text{ano}^{-1}$) entretanto, alguns trechos estão conseguindo recrutar mais indivíduos. A mortalidade está concentrada na classe de plântulas e é as variáveis ambientais atuam de forma sinérgica nas mudanças temporais da regeneração ($r^2 = 0,43$). Conclui-se que o recrutamento é influenciado pela cobertura de copa ($p < 0,001$) e as mudanças temporais na regeneração da floresta estacional decidual estão associadas com a heterogeneidade ambiental da floresta e que alguns trechos podem apresentar maior estabilidade ecológica.

Palavras-chave: *turnover*, dinâmica, *feedback*, declividade, dossel.

Abstract

Species in the seasonal deciduous forests show many strategies for survival in the dry season. However, mortality and recruitment of woody species show higher values than other tropical forests. The main aim of this study was to show the temporal changes in mortality and recruitment rates of tree species in regeneration in seasonal deciduous forests according to environmental heterogeneity. We allocated 90 plots distributed in three parts of the forest to sample two classes of plants in the regeneration, 60 plots of 4m² to sample seedlings and 30 plots of 100 m² to sample recruits. The rock cover, canopy, regeneration, declivity and soil were environmental variables used to explain the relation between mortality and recruitment in the forest. Currently the forest shows unfavorable environmental conditions, with a negative balance between mortality and species recruitment ($M = 18.14\% \cdot \text{ano}^{-1}$ e $R = 14.96\% \cdot \text{ano}^{-1}$), however, some sites are recruiting more individuals. Mortality accumulates in the seedling class and environmental variables influence the rates temporal changes in regeneration ($r^2 = 0.43$). We conclude that recruitment is influenced by canopy cover ($p < 0.001$) and temporal changes in deciduous forest regeneration are associated with environmental heterogeneity and some areas show greater ecological stability.

Key-words: *turnover*, dynamics, *feedback*, declivity, canopy.

Introdução

As florestas estacionais decíduais (FED) são formações florestais bastante distintas na paisagem e mudanças constantes ocorrem nestas florestas devido às condições físicas impostas pelo ambiente natural. A média de precipitação, temperatura e o período de estiagem são atributos que variam de acordo com a localização geográfica (Murphy e Lugo, 1986) e certamente, a disponibilidade de água é um fator determinante das mudanças temporais que estas florestas sofrem em um determinado período do ano (Gentry, 1995; Suresh e Sukumar, 2010).

Durante a estação seca, que prevalece por 4-6 meses (Gentry, 1995), mudanças no ambiente florestal irão determinar as atividades biológicas de plantas e animais na floresta sincronizando reprodução e crescimento com a disponibilidade de água (Murphy e Lugo, 1986). Com a chegada do período de estiagem, algumas espécies de plantas da floresta estacional decidual precisam realocar seus recursos de crescimento e reprodução para a sobrevivência e muitas plantas, principalmente as espécies lenhosas de ambientes mais secos, perdem as folhas ou reduzem a condutância estomática como uma estratégia para assegurar sua sobrevivência até a chegada da estação chuvosa (Hasselquist et al., 2010). Assim, espécies que perdem quase 100% das folhas ou que reduzem a assimilação de CO₂ e a transpiração, podem paralisar a atividade fotossintética e limitar o seu crescimento.

Não apenas a perda de folhas é utilizada como resposta para minimizar os impactos negativos do déficit hídrico, mas outras estratégias como interações biofísicas relacionadas ao potencial hídrico das espécies em função ao período climático podem garantir a sobrevivência das espécies vegetais (Oliveira e Carvalho, 2008). Para as espécies que mantem as folhas, mesmo na estação seca, atributos funcionais relacionados à fisiologia e anatomia da folha são selecionados e aprimorados, com espécies que maximizam a dissipação de calor ou que melhoram a aquisição e o uso da água (Alvarez-Añorve et al., 2012).

A seleção natural erradica as estratégias de investimento foliar que não são economicamente competitivas e refletem uma mistura de relações diretas e indiretas organizadas em espécies agrupadas por forma de crescimento, bioma e clima (Wright et al., 2004). Certamente estas espécies apresentam um *fitness* elevado e garante sua permanência na floresta, entretanto, o número de indivíduos nas

populações devem ser baixos, uma vez que o investimento de recursos para a sobrevivência é alto, e este deve ser reduzido na reprodução (Ricklefs, 2003).

Por mais variadas que sejam as estratégias utilizadas pelas plantas durante a estação seca, a literatura das florestas tropicais posiciona a floresta estacional decidual com os mais altos valores registrados para os descritores da dinâmica e suas mudanças temporais. Em geral, a floresta estacional decidual apresenta mudanças relativas significativas para a diversidade, número de indivíduos, incremento em área basal e taxas de mortalidade e recrutamento excedem 3% ao ano (Swaine et al., 1990; Gijbers et al., 1994; Venkateswaran e Parthasarathy, 2005; Carvalho e Felfili, 2011; Lévesque et al., 2011).

Certamente, os valores registrados nos descritores de mudanças temporais são superiores para a regeneração da floresta. Este componente, formado por espécies herbáceas, arbustivas e lenhosas é composto por plantas que ainda não foram estabelecidas ou são pré-estabelecidas na comunidade de floresta estacional decidual. O componente lenhoso em regeneração é fator determinante para a floresta e o registro dos parâmetros populacionais e descritores das mudanças temporais podem auxiliar na compreensão do processo de sucessão ecológica e prever alterações na diversidade e estrutura da floresta.

Muitos estudos que abordam a mortalidade e recrutamento das espécies têm sido utilizados para descrever as mudanças temporais nos parâmetros das comunidades vegetais de acordo com o distúrbio e o tipo de formação florestal (Lang e Knight, 1983; Phillips et al., 1994; Sheil e May, 1996; Lewis et al., 2004; Oliveira e Felfili, 2005; Oliveira e Felfili, 2008; Mosquera et al., 2009; Bin et al., 2011; Bradford et al., 2014; Murphy et al., 2014; Oliveira et al., 2014; Clark et al., 2015; Acker et al., 2015; Olvera Vargas et al., 2015, Vale et al., 2015), mas poucos estudos com a regeneração na floresta estacional decidual foram realizados (Stoner e Sánches-Azofeifa, 2009).

Assim, foi realizado um estudo temporal da regeneração da floresta estacional decidual no Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. O estudo teve como principal objetivo descrever as mudanças temporais do componente de regeneração, e também explicar como os descritores da dinâmica alteram seus valores por meio da associação com os parâmetros ambientais, e as variações intrínsecas da floresta estacional decidual.

Material e Métodos

O presente estudo foi conduzido nas mesmas unidades amostrais instaladas e utilizadas para o levantamento das espécies lenhosas em regeneração da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado em Uberlândia, Minas Gerais.

O mesmo critério de inclusão utilizado no primeiro inventário (ver capítulo 2) foi utilizado para registrar os novos indivíduos (recrutas) e sobreviventes em cada parcela (Oliveira-Filho et al., 1997). No segundo inventário, todos aqueles indivíduos que não foram registrados no segundo inventário foram considerados mortos.

O intervalo de tempo entre cada inventário foi de 15 meses, com duas estações chuvosas e uma estação seca, tempo necessário para verificar as mudanças na regeneração da floresta, principalmente na classe de plântulas.

Os dados foram submetidos aos descritores de mudanças temporais para a comunidade e suas populações usando o modelo algébrico proposto por Sheil et al. (1995), o qual avalia as mudanças em função do tamanho inicial da população e o intervalo de tempo entre as medições. As fórmulas utilizadas são apresentadas a seguir:

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

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

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

Onde, respectivamente:

M é a taxa de mortalidade;

R é a taxa de recrutamento;

T_N é o turnover (rotatividade)

N_0 e N_t é o número inicial e final de indivíduos;

r e m é o número de recrutas e indivíduos mortos;

t é o intervalo de tempo entre as amostragens.

Os valores registrados para cada descritor foram calculados por espécie lenhosa e para a comunidade em regeneração nas diferentes classes (plântulas e recrutadas). As taxas foram comparadas entre os trechos da floresta usando análise de variância (ANOVA). Os dados foram testados para normalidade usando Kolmogorov-Smirnov com $p \leq 0,05$. Verificada a normalidade foi usado teste t para verificar a diferença entre taxas e entre classe de tamanho (plântulas e recrutadas). Uma análise de regressão linear simples foi aplicada para verificar o efeito das variáveis ambientais (declividade, cobertura de copa, regeneração, cobertura de rochas, área basal) sobre a mortalidade, recrutamento e rotatividade das espécies em regeneração na floresta estacional decidual.

Resultados

No primeiro levantamento foram registrados o total de 1886 indivíduos em regeneração na floresta estacional decidual. No intervalo de tempo do estudo foi registrada a mortalidade de 432 indivíduos (22,90%) e o recrutamento de 341 indivíduos (18,99%). O número maior de indivíduos mortos e recrutados foi registrado nas plantas com altura superior a 1 metro (recrutadas). Apesar do menor número de indivíduos mortos na classe de plântulas, esta obteve a maior taxa de mortalidade ($24,19\% \cdot \text{ano}^{-1} \pm 11,97$) comparada a classe de recrutadas ($11,21\% \cdot \text{ano}^{-1} \pm 4,97$). Os valores registrados para as taxas de mortalidade e recrutamento na comunidade lenhosa em regeneração foram de $18,14\% \cdot \text{ano}^{-1}$ e $14,96\% \cdot \text{ano}^{-1}$, respectivamente. No geral, estes resultados sugerem que a floresta não conseguiu sobrepor a taxa de mortalidade pelo recrutamento e apresentaram mudanças entre as duas estações (Tabela 8).

Tabela 8 - Estimativas do número de indivíduos inicial (N_0) e final (N_t), mortos (m) e recrutadas (r) e taxas de mortalidade (M), recrutamento (R) e rotatividade (T_N) para a comunidade lenhosa em regeneração da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Estrato	N_0	N_t	m	r	M	R	T_N
Plântulas	506	412	153	59	24,19	11,21	17,70
Recrutadas	1380	1383	279	282	15,95	16,09	16,02
Comunidade	1886	1795	432	341	18,14	14,96	16,55

A diferença ocasionada pelo balanço negativo das taxas de mortalidade e recrutamento foi registrado em dois dos três trechos de floresta estudados. Os trechos Terra Branca e Sede apresentaram taxas de mortalidade superiores às taxas de recrutamento, tanto para os recrutadas quanto para as plântulas. Resultados inversos foram registrados no trecho Marimbondo, com balanço positivo entre as taxas de mortalidade e recrutamento em ambas as classes de tamanho da regeneração (Tabela 9). Esta diferença é mais evidenciada no estrato de plântulas, principalmente no trecho Sede, que registrou o maior valor para a mortalidade, o menor valor para o recrutamento e as maiores mudanças temporais (Figura 15).

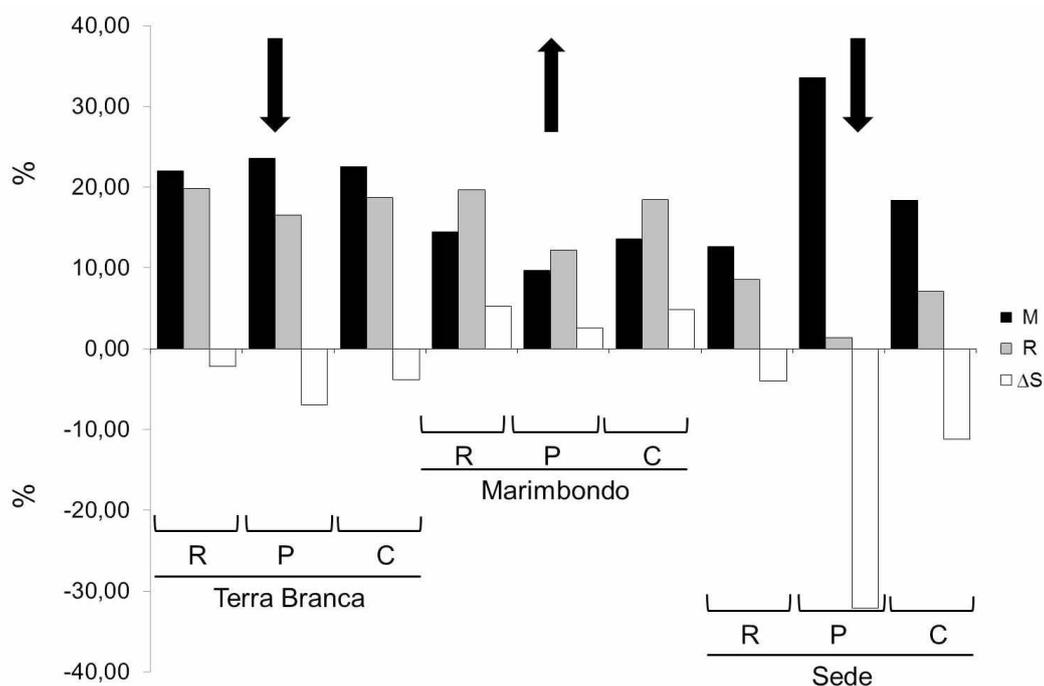


Figura 15 - Taxas de mortalidade (M), recrutamento (R) e contrabalanço de taxas (Δs) por classe de plântulas (P), recrutadas (R) e comunidade (C) de regenerantes em cada trecho da floresta estacional decidual do Parque estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. (↑ - comunidade em expansão; ↓ - comunidade em declínio)

Tabela 9 – Taxas de mortalidade (M), recrutamento (R), rotatividade (T_N) e balanço de taxas (Δs) separadas por classe de regeneração em cada trecho da floresta estacional decidual do Parque estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Trecho	Classe	M	R	T_N	Δs
Terra Branca	Recrutadas	21,99	19,80	20,90	-2,20
	Plântulas	23,53	16,54	20,03	-6,99
	Comunidade	22,53	18,70	20,62	-3,83
Marimbondo	Recrutadas	14,45	19,70	17,08	5,26
	Plântulas	9,67	12,23	10,95	2,56
	Comunidade	13,63	18,46	16,05	4,84
Sede	Recrutadas	12,61	8,56	10,58	-4,04
	Plântulas	33,51	1,38	17,45	-32,14
	Comunidade	18,36	7,11	12,73	-11,25

Na classe de plântulas foram registrados 506 indivíduos no primeiro levantamento, com 153 mortes (30,23%) e 59 recrutadas (14,32%). O trecho Terra Branca apresentou maior número de indivíduos recrutados nesta classe, enquanto o maior número de mortos foi registrado para o trecho Sede (Tabela 10).

Tabela 10 - Valores observados para o número de indivíduos inicial (N_0) e final (N_t), mortos (m) e recrutados (r) no estrato de plântulas e recrutados separados por trecho de floresta estacional decidual estudado no Parque Estadual do Pau Furando, Uberlândia, Minas Gerais.

Trecho	Plântulas			
	N_0	N_t	m	r
Terra Branca	214	191	63	40
Marimbondo	106	110	13	17
Sede	187	112	77	2
Total	506	412	153	59
Trecho	Recrutados			
	N_0	N_t	m	r
Terra Branca	394	380	109	95
Marimbondo	512	556	94	138
Sede	473	446	76	49
Total	1380	1383	279	282

As espécies com maior número de indivíduos amostrados, que também registraram elevada densidade em ambas os trechos de floresta, apresentaram grande variação para o comportamento das taxas de mortalidade e recrutamento. O balanço foi negativo para a maioria das espécies de plântulas. Entre as 40 espécies que compõem esta classe, apenas 12 espécies apresentam-se com mais de 10 indivíduos e 11 apresentam declínio nas suas populações (Tabela 11).

Independente do número de indivíduos em cada trecho, na classe de plântulas, as espécies *Rhamnidium elaeocarpum*, *Piptadenia gonoacantha*, *Pouteria torta*, *Campomanesia velutina*, *Anadenanthera colubrina*, *Dilodendron bipinnatum*, *Luehea grandiflora*, *Allophyllus racemosus*, *Senegalia polyphylla*, *Bauhinia rufa* e *Celtis iguanaea* registraram taxas de mortalidade superiores à taxa de recrutamento. Resultados similares foram observados no estrato de regeneração composto pelas plantas recrutados acima de 1 m de altura, com registro inicial de 1379 indivíduos, 279 mortes e 282 recrutamentos. O trecho Marimbondo apresentou os maiores valores para o número de indivíduo no estrato, principalmente indivíduos recrutados. No grupo de 71 espécies, 20 apresentem uma população com mais de 10 indivíduos e 14 registram declínio populacional (Tabela 12). Novamente, espécies como *Allophyllus racemosus*, *Dilodendron bipinnatum*, *Celtis iguanaea*, *Rhamnidium elaeocarpum*, *Luehea grandiflora*, *Anadenanthera colubrina* e *Senegalia polyphylla*, no geral registram taxas de mortalidade superiores à taxa de recrutamento.

Tabela 11 – Espécies registradas na classe de plântulas (• presente/ -- ausente) em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. As espécies estão por ordem de número de indivíduos totais (NT), seguidos de suas respectivas ocorrências por trecho de floresta (1-Terra Branca; 2-Marimbondo; 3-Sede) com número de indivíduos (Ni) e as taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) por espécie.

Espécies	NT	Trecho			Terra Branca			Marimbondo			Sede		
		1	2	3	Ni	M	R	Ni	M	R	Ni	M	R
<i>Anadenanthera colubrina</i> **	119	•	•	•	30	23,99	17,58	13	12,06	6,47	76	35,47	3,44
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> **	45	•	•	•	7	--	--	7	11,18	--	31	42,79	--
<i>Piptadenia gonoacantha</i> **	37	•	•	•	12	26,79	15,77	24	9,76	12,55	1	10,00	--
<i>Bauhinia rufa</i> **	29	•	•	•	18	17,58	23,99	2	41,33	41,33	9	17,58	--
<i>Pouteira torta</i> **	26	•	•	•	20	11,75	20,75	2	--	--	4	65,57	--
<i>Campomanesia velutina</i> **	25	•	--	•	12	6,47	12,06	--	--	--	13	59,61	--
<i>Celtis iguanaea</i> **	24	•	•	•	6	--	--	14	5,54	14,76	4	19,85	--
<i>Luehea grandiflora</i>	22	•	--	•	21	34,98	--	0	--	--	1	--	--
<i>Allophylus racemosus</i> **	17	•	•	•	1	--	--	12	26,79	15,77	4	19,85	--
<i>Casearia gossypiosperma</i> **	17	•	•	•	13	18,28	18,28	2	--	--	2	--	--
<i>Dilodendron bipinnatum</i> **	13	•	•	•	6	26,79	15,77	5	--	13,09	2	41,33	--
<i>Senegalia polyphylla</i>	11	--	--	•	--	--	--	--	--	--	11	29,37	--
<i>Chomelia ribesoides</i> **	9	•	•	•	2	--	26,79	4	--	--	3	26,79	--
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> **	9	•	•	•	7	22,80	--	1	--	--	1	--	--
<i>Myrsine umbellata</i>	9	•	--	--	7	47,89	--	2	--	--	--	--	--
<i>Erythroxylum daphnites</i>	8	•	--	•	7	11,18	32,49	--	--	--	1	10,00	--
<i>Psychotria</i> sp.	8	•	--	•	3	26,79	26,79	--	--	--	5	15,77	--
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	7	•	•	--	3	--	19,85	4	--	34,98	--	--	--
<i>Terminalia glabrescens</i>	7	•	--	•	1	--	--	--	--	--	6	26,79	--
<i>Eugenia florida</i>	6	•	--	•	3	--	--	--	--	--	3	--	--
<i>Guazuma ulmifolia</i>	5	•	--	--	5	50,58	26,79	--	--	--	--	--	--
<i>Myrcia splendens</i>	5	•	•	--	3	57,05	--	2	--	26,79	--	--	--

Cont.

Continuação

<i>Cordia humilis</i>	3	•	--	--	3
<i>Bauhinia unguolata</i>	3	--	--	•	--
<i>Casearia sylvestris</i>	3	•	--	--	3
<i>Casearia mariquitensis</i>	2	•	--	--	2
<i>Hirtella gracilipes</i>	2	•	--	•	1
<i>Sorocea bonplandii</i>	2	--	--	•	--
<i>Handroanthus serratifolius</i>	2	•	--	--	2
<i>Trichilia elegans</i>	2	•	•	--	1
<i>Agonandra brasiliensis</i>	1	•	--	--	1
<i>Aspidosperma cuspa</i>	1	--	--	•	--
<i>Croton urucurana</i>	1	•	--	--	1
<i>Cupania vernalis</i>	1	•	--	--	1
<i>Genipa americana</i>	1	--	•	--	--
<i>Inga vera</i>	1	•	--	--	1
<i>Ixora brevifolia</i>	1	•	--	--	1
<i>Machaerium brasiliense</i>	1	--	•	--	--
<i>Roupala montana</i>	1	•	--	--	1
<i>Sterculia striata</i>	1	•	--	--	1

** espécies que ocorrem nos três trechos de floresta

Tabela 12 - Espécies registradas na classe de recrutas (* presente/ -- ausente) da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. As espécies estão por ordem de número de indivíduos totais (NT), seguidos de suas respectivas ocorrências por trecho de floresta (1-Terra Branca; 2-Marimbondo; 3-Sede) com número de indivíduos (Ni) e as taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) por espécie.

Espécies	NT	Trecho			Terra Branca			Marimbondo			Sede		
		1	2	3	Ni	M	R	Ni	M	R	Ni	M	R
<i>Bauhinia rufa</i> *	151	•	•	•	28	19,85	23,99	52	12,06	19,14	71	12,15	10,19
<i>Senegalia polyphylla</i>	146	--	--	•	--	--	--	--	--	--	146	10,17	4,59
<i>Celtis iguanaea</i> **	144	•	•	•	43	24,19	13,09	80	5,82	16,81	21	26,79	--
<i>Anadenanthera colubrina</i> **	138	•	•	•	57	23,85	21,73	55	23,24	26,31	26	15,15	12,55
<i>Piptadenia gonoacantha</i> **	131	•	•	•	17	23,50	23,50	94	15,94	17,30	20	19,85	19,85
<i>Casearia gossypiosperma</i> **	67	•	•	•	27	14,58	14,58	31	7,53	25,42	9	17,58	17,58
<i>Campomanesia velutina</i> **	61	•	•	•	26	12,06	19,14	3	--	--	32	17,30	13,09
<i>Myracrodruon urundeuva</i> **	60	•	•	•	1	--	--	58	8,06	10,42	1	--	--
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> **	40	•	•	•	17	28,46	25,04	15	26,79	--	8	--	8,66
<i>Chomelia ribesoides</i> **	39	•	•	•	6	26,79	26,79	28	5,54	25,32	5	32,49	--
<i>Guazuma ulmifolia</i>	34	•	•	--	29	13,55	13,55	5	50,58	--	--	--	--
<i>Bauhinia unguolata</i> **	33	•	•	•	4	--	26,79	3	26,79	26,79	26	5,97	11,18
<i>Allophylus racemosus</i> **	31	•	•	•	1	10,00	--	27	23,69	23,69	3	57,05	--
<i>Trichilia pallida</i>	22	--	•	•	20	--	--	1	--	41,33	1	--	--
<i>Aloysia virgata</i>	20	--	•	•	--	--	--	1	10,00	--	19	8,20	4,30
<i>Erythroxylum daphnites</i> **	18	•	•	•	14	34,98	31,17	1	--	--	3	26,79	--
<i>Luehea grandiflora</i>	16	--	•	•	--	--	--	3	26,79	--	13	18,28	7,07
<i>Dilodendron bipinnatum</i> **	11	•	•	•	6	74,80	--	2	41,33	41,33	3	--	19,85
<i>Psychotria</i> sp.**	11	•	•	•	5	15,77	--	5	15,77	26,79	1	--	--
<i>Genipa americana</i>	10	--	•	•	--	--	--	8	19,85	26,79	2	--	--
<i>Cordia humilis</i>	9	•	--	--	9	17,58	29,37	--	--	--	--	--	--
<i>Ormosia arborea</i>	9	•	•	--	6	--	19,85	3	26,79	26,79	--	--	--

Cont.

Continuação

<i>Inga vera</i>	8	•	•	--	3
<i>Sorocea bonplandii</i>	8	•	•	--	7
<i>Terminalia brasiliensis</i>	8	•	--	•	3
<i>Eugenia florida</i> **	7	•	•	•	2
<i>Pouteira torta</i>	7	•	--	•	2
<i>Tabebuia roseoalba</i>	7	•	--	--	7
<i>Agonandra brasiliense</i>	5	•	•	--	4
<i>Casearia mariquitensis</i>	4	•	--	--	4
<i>Ixora brevifolia</i> **	4	•	•	•	1
<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	4	--	•	•	--
<i>Myrcia splendens</i>	4	•	--	--	4
<i>Platipodium elegans</i>	4	•	--	•	3
<i>Pouteria gardneri</i>	4	--	--	•	2
<i>Acalypha gracilins</i>	3	--	--	•	--
<i>Calophyllum brasiliense</i>	3	•	--	--	3
<i>Casearia sylvestris</i>	3	•	•	--	2
<i>Coccoloba mollis</i>	3	•	--	--	3
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	3	•	--	--	3
<i>Hyrteella gracilipes</i>	3	•	--	--	3
<i>Machaerium brasiliense</i>	3	--	•	•	--
<i>Sterculia sitriata</i>	3	•	•	--	2
<i>Handroanthus serratifolius</i>	3	•	--	•	--
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3	--	•	•	--
<i>Annona sylvatica</i>	3	--	•	--	--
<i>Astronium fraxinifolium</i>	2	--	•	--	--
<i>Ceiba speciosa</i>	2	--	•	--	--
<i>Piper arboreum</i>	2	•	--	•	1

26,79	--	5	--	30,34	--	--	--
11,18	26,79	1	--	41,33	--	--	--
--	32,49	--	--	--	5	15,77	--
41,33	--	1	--	41,33	4	19,85	--
--	--	--	--	--	5	--	22,80
22,80	13,09	--	--	--	--	--	--
19,85	47,89	1	--	41,33	--	--	--
41,33	--	--	--	--	--	--	--
--	--	1	--	41,33	2	--	--
--	--	3	57,05	41,33	1	--	--
19,85	41,33	--	--	--	--	--	--
26,79	--	--	--	--	1	--	--
--	--	--	--	--	2	41,33	--
--	--	--	--	--	3	--	--
57,05	--	--	--	--	--	--	--
10,00	--	1	--	41,33	--	--	--
26,79	41,33	--	--	--	--	--	--
--	--	--	--	--	--	--	--
57,05	65,57	--	--	--	--	--	--
--	--	1	--	--	2	--	--
10,00	--	1	--	--	--	--	--
--	--	1	--	41,33	2	41,33	--
--	--	2	41,33	--	1	--	--
--	--	3	57,05	41,33	--	--	--
--	--	2	41,33	--	--	--	--
--	--	2	41,33	--	--	--	--
--	--	--	--	--	1	10,00	--

Cont.

Continuação

<i>Aegiphila integrifolia</i>	1	--	--	•	--
<i>Albizia niopoides</i>	1	--	--	•	--
<i>Aspidosperma discolor</i>	1	--	•	--	--
<i>Caliptres</i> sp.	1	--	--	•	--
<i>Calliandra</i> sp.	1	--	--	•	--
<i>Cestrum</i> sp.	1	--	--	•	--
<i>Copaifera langsdorffii</i>	1	•	--	--	1
<i>Cordia</i> sp.	1	--	•	--	--
<i>Coussarea hydrangaenfolia</i>	1	•	--	--	1
<i>Crysophyllum marginatum</i>	1	--	--	•	--
<i>Croton urucurana</i>	1	•	--	--	1
<i>Guarea guidonia</i>	1	--	•	--	--
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	1	•	--	--	1
<i>Margaritaria nobilis</i>	1	--	•	--	--
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	--	•	--	--
<i>Maytenus floribunda</i>	1	--	•	--	--
<i>Myrcia tomentosa</i>	1	--	--	•	--
<i>Phyllanthus acuminatum</i>	1	--	--	•	--
<i>Trichilia catigua</i>	1	--	--	•	--
<i>Protium hepthaphyllum</i>	1	•	--	--	--
<i>Trichilia elegans</i>	1	•	--	--	--

** espécies que ocorrem nos três trechos de floresta

--	--	--	--	--	1	10,00	--
--	--	--	--	--	1	--	41,33
--	--	1	--	41,33	--	--	--
--	--	--	--	--	1	--	--
--	--	--	--	--	1	--	--
--	--	--	--	--	1	--	41,33
10,00	--	--	--	--	--	--	--
--	--	1	--	41,33	--	--	--
--	--	--	--	--	--	--	--
--	--	--	--	--	1	--	--
10,00	--	--	--	--	--	--	--
--	--	1	--	--	--	--	--
--	--	--	--	--	--	--	--
--	--	1	--	--	--	--	--
--	--	1	10,00	--	--	--	--
--	--	1	--	--	--	--	--
--	--	--	--	--	1	--	--
--	--	--	--	--	1	--	--
--	--	--	--	--	1	--	--
--	26,79	--	--	--	--	--	--
23,99	9,76	--	--	--	--	--	--

Em geral, as taxas de mortalidade ($F = 5,33$, $gl = 2$, $p < 0,01$), recrutamento ($F = 11,47$, $gl = 2$, $p < 0,001$) e rotatividade ($F = 10,46$, $gl = 2$, $p < 0,001$) foram diferentes para os trechos amostrados e, neste contexto, o trecho Marimbondo apresentou resultados positivos para os descritores das mudanças temporais (Figura 16).

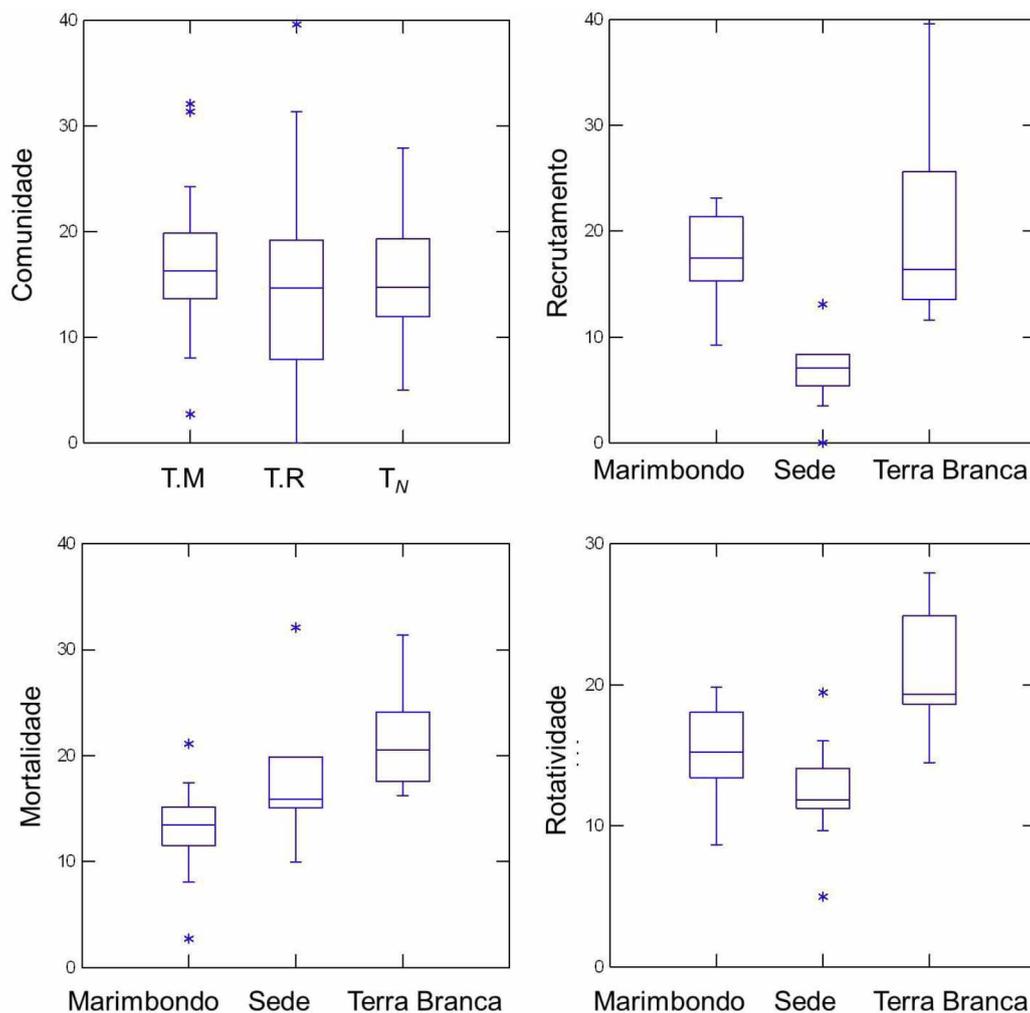


Figura 16 – Estimativas para as taxa de mortalidade, recrutamento e rotatividade da comunidade por trecho de floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Entre as variáveis ambientais que podem explicar as diferenças registradas nas taxas de mortalidade e recrutamento, a cobertura do dossel apresentou diferença significativa ($F = 26,56$, $gl = 2$, $p < 0,05$) entre os trechos, com a regeneração no trecho Terra Branca recebendo menor radiação solar. A área basal na parcela ($F = 4,87$, $gl = 2$, $p < 0,05$) foi maior no trecho Marimbondo e Sede. Por outro, a cobertura de rochas e a declividade não diferiram entre as áreas (Figura 17).

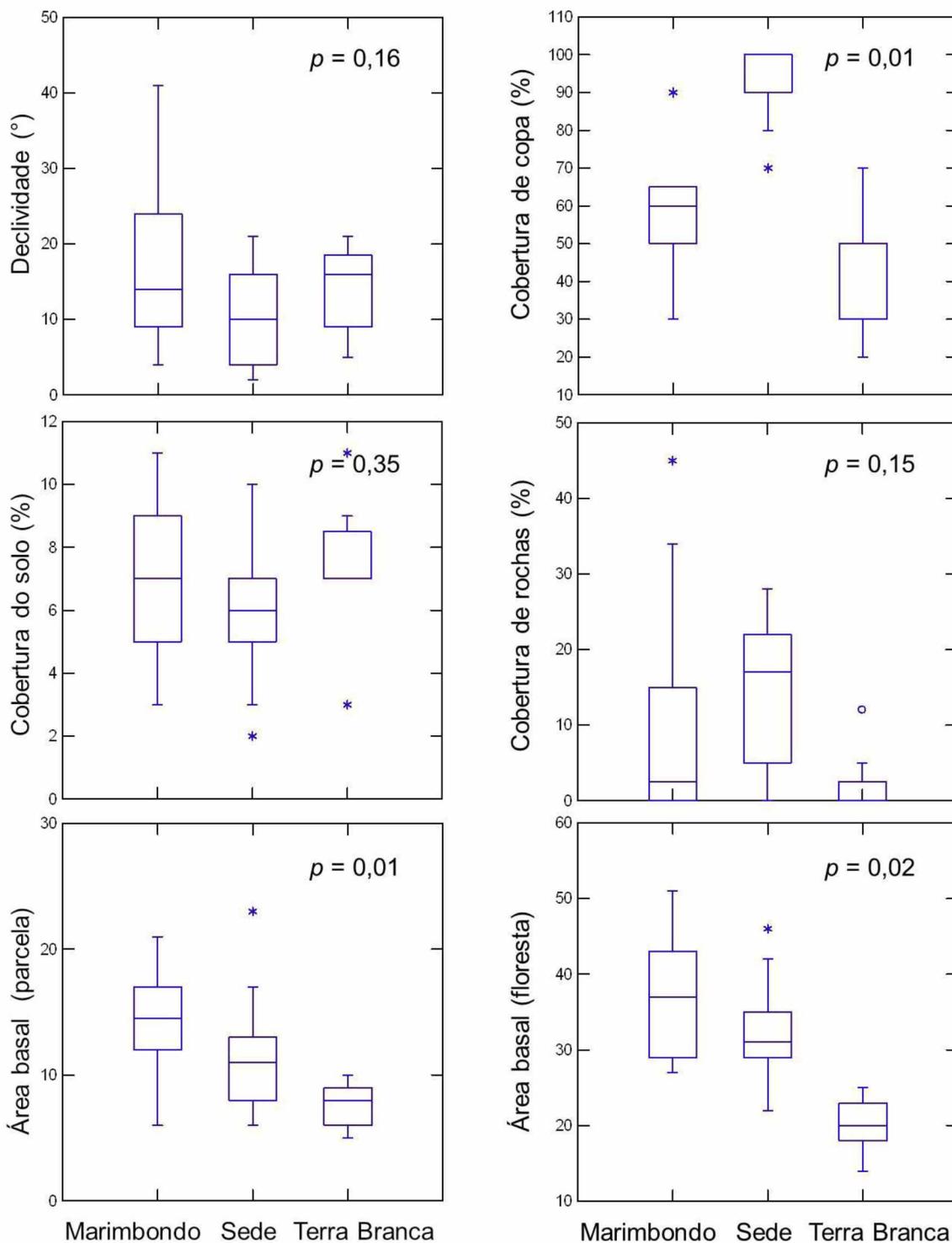


Figura 17 - Valores descritivos para os parâmetros ambientais relacionados à mortalidade e recrutamento das espécies em regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Os resultados da análise de regressão (Tabela 13) demonstram que as variáveis ambientais influenciam o recrutamento de novos indivíduos ($r^2 = 0,47$), a mortalidade ($r^2 = 0,43$) e a rotatividade de espécies na floresta ($r^2 = 0,43$). Pode-se observar o efeito negativo da abertura do dossel sobre o recrutamento ($p < 0,001$) e o aumento da cobertura de rochas sobre a mortalidade dos indivíduos ($p < 0,05$).

Tabela 13 - Valores obtidos na análise de regressão para as variáveis ambientais com probabilidades de efeito sobre a rotatividade, recrutamento e mortalidade das espécies em regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. ($p < 0,05$ - efeito significativo)

Efeito	Rotatividade			
	Coefficiente	Erro Padrão	razão- <i>t</i>	<i>p</i> -valor
Constante	45,85	10,85	4,23	0,001
Declividade	0,12	0,56	0,21	0,840
Cobertura de copa	-0,14	0,08	-1,78	0,090
Regeneração	-0,31	0,73	-0,42	0,680
Cobertura de rochas	-0,16	0,13	-1,22	0,240
Área basal (parcela)	-0,53	0,45	-1,18	0,250
Área basal (floresta)	-0,01	0,24	-0,02	0,980
	Recrutamento			
	Coefficiente	Erro Padrão	razão- <i>t</i>	<i>p</i> -valor
Constante	62,89	16,16	3,89	0,001
Declividade	-0,18	0,29	-0,62	0,540
Cobertura de copa	-0,40	0,12	-3,38	0,001
Regeneração	-1,41	1,12	-1,26	0,220
Cobertura de rochas	0,00	0,19	0,00	1,000
Área basal (parcela)	-0,80	0,67	-1,21	0,240
Área basal (floresta)	0,25	0,35	0,72	0,480
	Mortalidade			
	Coefficiente	Erro Padrão	razão- <i>t</i>	<i>p</i> -valor
Constante	26,43	12,34	2,14	0,040
Declividade	-0,04	0,22	-0,17	0,870
Cobertura de copa	0,13	0,09	1,50	0,150
Regeneração	0,80	0,86	0,93	0,360
Cobertura de rochas	-0,36	0,15	-2,48	0,020
Área basal (parcela)	-0,34	0,51	-0,67	0,510
Área basal (floresta)	-0,19	0,27	-0,73	0,480

Os valores estimados para as taxas de mortalidade e recrutamento na regeneração da floresta é um reflexo dos valores obtidos individualmente para as 77 espécies registradas no estudo das mudanças temporais. No total de 77 espécies, 16 espécies (21%) apresentam uma sobreposição da taxa de recrutamento sobre a taxa de mortalidade, 22 espécies (28%) estão em equilíbrio com as taxas e 39 espécies (51%) apresentam um possível declínio populacional (Tabela 14).

Tabela 14 - Parâmetros descritores das mudanças temporais na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais. N_0 = nº de indivíduos inicial, N_t = nº de indivíduos final, m = nº de indivíduos mortos, r = nº de indivíduos recrutados ; M = taxa de mortalidade, R = taxa de recrutamento, T_N = taxa de rotatividade (turnover)

Espécies	N_0	N_t	m	r	M	R	T_N
<i>Anadenanthera colubrina</i>	257	228	82	53	25,59	18,41	22,00
<i>Bauhinia rufa</i>	180	175	33	28	14,43	12,55	13,49
<i>Celtis iguanaea</i> *	169	188	29	48	13,48	20,29	16,89
<i>Piptadenia gonoacantha</i> *	168	170	37	39	17,42	18,16	17,79
<i>Senegalia polyphylla</i>	157	143	23	9	11,47	4,88	8,17
<i>Campomanesia velutina</i>	86	75	21	10	19,37	10,42	14,90
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	85	58	33	6	31,48	8,06	19,77
<i>Casearia gossypiosperma</i>	84	79	13	8	12,13	7,88	10,01
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	67	67	6	6	6,96	6,96	6,96
<i>Allophylus racemosus</i>	48	46	16	14	26,79	24,36	25,58
<i>Chomelia ribesoides</i> *	48	53	7	12	11,42	17,92	14,67
<i>Guazuma ulmifolia</i>	39	33	11	5	22,50	11,87	17,19
<i>Luehea grandiflora</i>	38	29	13	4	27,54	10,79	19,16
<i>Bauhinia unguolata</i> *	36	47	4	15	8,66	25,60	17,13
<i>Pouteria torta</i> *	33	39	7	13	16,76	26,79	21,78
<i>Erythroxylum daphnites</i>	26	19	9	2	27,88	8,20	18,04
<i>Dilodendron bipinnatum</i> *	24	25	9	10	30,34	32,49	31,42
<i>Trichilia elegans</i>	22	19	7	4	25,52	16,63	21,07
<i>Aloysia virgata</i>	20	18	3	1	11,75	4,30	8,03
<i>Psychotria</i> sp.	19	16	4	1	16,63	4,84	10,73
<i>Terminalia glabrescens</i> *	15	19	3	7	15,77	29,78	22,77
<i>Eugenia florida</i>	13	11	2	0	12,06	0,00	6,03
<i>Cordia humilis</i>	12	12	2	2	13,09	13,09	13,09
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	12	10	2	0	13,09	0,00	6,54
<i>Genipa americana</i>	11	9	3	1	21,73	8,66	15,19
<i>Sorocea bonplandii</i> *	10	18	1	9	7,78	41,33	24,56
<i>Inga vera</i> *	9	11	1	3	8,66	21,73	15,19
<i>Myrcia splendens</i>	9	9	3	3	26,79	26,79	26,79
<i>Ormosia arborea</i>	9	9	1	1	8,66	8,66	8,66
<i>Handroanthus serratifolius</i>	9	7	3	1	26,79	11,18	18,99
<i>Casearia sylvestris</i>	7	5	2	0	22,80	0,00	11,40

Cont.

Continuação

<i>Myrsine umbellata*</i>	7	10	1	4	11,18	32,49	21,84
<i>Agonandra brasiliensis</i>	6	4	2	0	26,79	0,00	13,40
<i>Casearia mariquitensis</i>	6	5	2	1	26,79	15,77	21,28
<i>Hirtella gracillipes</i>	5	3	2	0	32,49	0,00	16,25
<i>Ixora brevifolia</i>	5	4	1	0	15,77	0,00	7,89
<i>Pouteria gardneri</i>	5	5	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	4	2	2	0	41,33	0,00	20,66
<i>Machaerium brasiliense</i>	4	4	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Platypodium elegans</i>	4	3	1	0	19,85	0,00	9,93
<i>Sterculia striata</i>	4	2	3	1	65,57	41,33	53,45
<i>Acalipha gracilins</i>	3	3	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Albizia niopoides*</i>	3	2	0	1	0,00	41,33	20,66
<i>Callophyllum brasiliense*</i>	3	7	2	6	57,05	77,62	67,33
<i>Coccoloba mollis</i>	3	2	1	0	26,79	0,00	13,40
<i>Tabebuia roseoalba</i>	3	2	1	0	26,79	0,00	13,40
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3	2	1	0	26,79	0,00	13,40
<i>Aegiphilla integrifolia</i>	2	0	2	0	100,00	0,00	50,00
<i>Annona sylvatica</i>	3	1	1	0	41,33	0,00	20,66
<i>Astronium fraxinifolium</i>	2	1	1	0	41,33	0,00	20,66
<i>Ceiba speciosa</i>	2	1	1	0	41,33	0,00	20,66
<i>Cestrum sp. *</i>	2	3	0	1	0,00	26,79	13,40
<i>Croton urucurana</i>	2	2	1	1	41,33	41,33	41,33
<i>Piper arboreum*</i>	2	3	1	2	41,33	57,05	49,19
<i>Protium hepthaphyllum</i>	2	2	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Trichilia palida</i>	2	2	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Aspidosperma cuspa (Kunth) Blake</i>	1	1	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Aspidosperma discolor</i>	1	0	1	0	100,00	0,00	50,00
<i>Caliptres sp.</i>	1	1	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Calliandra sp.</i>	1	1	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Copaifera langsdorffii</i>	1	0	1	0	100,00	0,00	50,00
<i>Cordia sp.</i>	1	1	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Coussarea hydrangaefolia</i>	1	1	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	1	1	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Cupania vernalis</i>	1	0	1	0	100,00	0,00	50,00
<i>Guarea guidonia*</i>	1	2	0	1	0,00	41,33	20,66
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	1	1	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Margaritaria nobilis</i>	1	1	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	0	1	0	100,00	0,00	50,00
<i>Maytenus floribunda</i>	1	1	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Myrcia tomentosa</i>	1	1	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Phyllanthus acuminatus</i>	1	1	0	0	0,00	0,00	0,00
<i>Roupala montana</i>	1	0	1	0	100,00	0,00	50,00
<i>Trichilia catigua</i>	1	1	0	0	0,00	0,00	0,00

Cont.

Continuação

<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul **	0	2	0	2	0,00	100,00	50,00
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.**	0	1	0	1	0,00	100,00	50,00

*espécies com recrutamento maior que mortalidade **espécies novas para o segundo inventário

As espécies com taxa de recrutamento superior à taxa de mortalidade representam cerca de um terço em termos de número de indivíduos em regeneração da floresta. Com balanço positivo na regeneração da floresta, *Celtis iguanaea*, *Piptadenia gonoacantha*, *Chomelia ribesioides*, *Bauhinia unguolata*, *Pouteria torta* e *Dilodendron bipinnatum* estão entre as espécies com maior potencial de regeneração neste estudo. Entretanto, resultados inversos são apresentados por espécies com elevado número de indivíduos e compõem quase 50% da regeneração da floresta como *Anadenanthera colubrina*, *Bauhinia rufa*, *Senegalia polyphylla*, *Rhamnidium elaeocarpum*, *Campomanesia velutina*, *Casearia gossypiosperma* e *Allophylus racemosus*. Por fim, os resultados sugerem que a maioria das espécies lenhosas que compõem a regeneração da floresta se apresenta em declínio populacional (Figura 18).

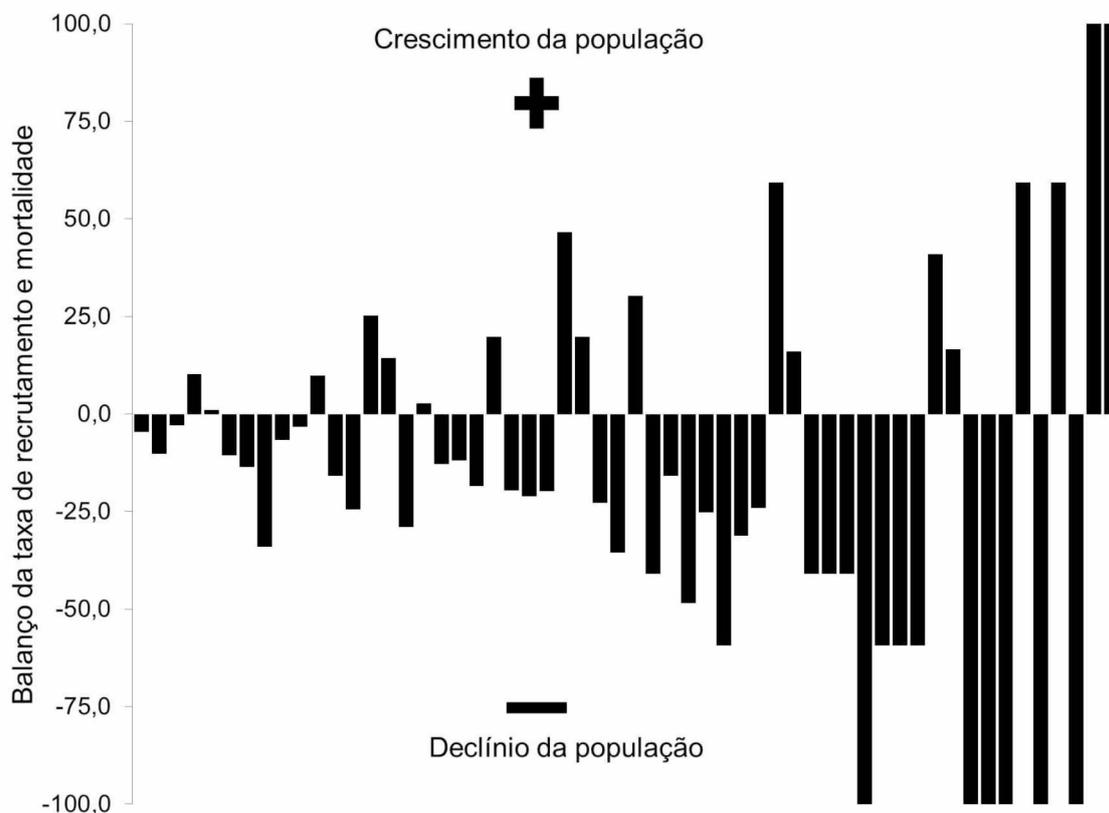


Figura 18 – Balanço positivo (+) e negativo (-) das taxas de mortalidade e recrutamento para as espécies do estrato de regeneração da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Discussão

A taxa de mortalidade mais elevada e a menor taxa de recrutamento na classe de plântulas podem ser explicadas pelo processo de sucessão e a fragilidade dos indivíduos que pertencem a esta primeira classe de regeneração da floresta. O recrutamento de plântulas está associado diretamente com a contribuição do banco de sementes, além de outros fatores que irão determinar a taxa de germinação destas sementes que abastecem o banco de plântulas. Os baixos índices de germinação provenientes das condições no microambiente (Bentos et al., 2013) e a predação das sementes ainda nos frutos e no solo (Velho et al., 2012) são responsáveis pela menor taxa de recrutamento, enquanto que a taxa de herbívora em plântulas (Norghauer e Newbery, 2014) associados a fragilidade destes indivíduos na fase inicial de vida são responsáveis pelas elevadas taxas de mortalidade.

Ao contrário das pequenas e frágeis plântulas, plantas maiores, principalmente aquelas com mais de mais de 1 metro de altura tendem a ser mais resistentes às adversidades do ambiente e podem ser consideradas como indivíduos pré-estabelecidos no processo de regeneração da floresta. Dados observados na compilação de vários estudos realizados com comunidades lenhosas em diferentes fitofisionomias, incluindo a floresta estacional decidual, realizados por Oliveira et al. (2014) demonstram que as taxas de mortalidade reduzem de acordo com o tamanho dos indivíduos, também documentado por Lang e Knight (1993). Além do grupo de plantas investigado, as mudanças temporais podem oscilar entre a mortalidade e o recrutamento à medida que aumenta o intervalo de tempo entre as medições (Lewis et al., 2004).

Na comunidade lenhosa, as taxas de recrutamento e mortalidade podem ser reguladas tanto pela ação sinérgica dos fatores físicos do ambiente como a disponibilidade de água (Bunker e Carson, 2005; Lopez Martinez et al., 2013), topografia em micro condições locais (Bellingham e Tanner, 2000; Bentos et al., 2013), além das interações ecológicas como a competição dependente da densidade de plantas (Inman-Narahati et al., 2016), a herbivoria (Norghauer e Newbery, 2014) e a predação de sementes (Velho et al., 2012). Neste sentido, as espécies que compõem o trecho de floresta e conseguem ultrapassar os filtros

ambientais (Paine et al., 2014), apresentaram um balanço positivo entre as taxas de mortalidade e recrutamento.

Nesta floresta, dois trechos apresentaram maior mortalidade e menor recrutamento, enquanto, um trecho apresentou menor mortalidade e maior recrutamento. Isto denota a complexidade do processo de regeneração associado à diversidade de habitats. As taxas podem estar associadas à heterogeneidade ambiental que provoca alterações no padrão de regeneração das espécies. A declividade influencia a composição de espécies, os parâmetros estruturais da comunidade e a diversidade na floresta estacional decidual (Méndez-Toribio et al., 2016). A temperatura, água e luminosidade, aspectos físicos do ambiente relacionados com a cobertura do dossel na floresta (Veenendaal et al., 1995; Corrià-Ainslie et al., 2015) influenciam o estabelecimento de plântulas (Price et al., 2001; Balvanera e Aguirre, 2006; Balvanera et al., 2011; Williams-Linera e Lorea, 2009).

A abordagem ecológica de populações “fonte-poço” (Ricklefs, 2003) também ajuda a entender e explicar porque determinados trechos da floresta apresentam taxas de mortalidade e recrutamento distintas. Assim, os trechos de florestas com espécies que conseguem sobrepor o recrutamento sobre a taxa de mortalidade poderiam ser considerados como “áreas fontes” dentro da floresta, ou seja, um trecho onde a disponibilidade de recursos é maior, a competição entre as espécies é menor e as condições ambientais permitem que as populações recrutem para “áreas poço” na floresta.

De um modo geral, as espécies vegetais conseguem recrutar indivíduos para novos ambientes por meio da dispersão de propágulos (sementes), mas apenas o modo de dispersão pode ser insuficiente para a ocupação de um ambiente distante do ponto de propagação. Além das condições favoráveis do ambiente (Bentos et al., 2013), o sucesso de recrutamento está associado com a distância de propagação (Snell, 2014), com a contribuição do banco de sementes (Hopfensperger et al., 2009), o *feedback* planta-solo (Liu et al., 2012) e a densidade dependente do número de espécies e indivíduos na área de recrutamento (Zhu et al., 2015; Bachelot et al., 2015; Inman-Narahati et al., 2016; Velázquez et al., 2016).

Independente da estratégia utilizada e dos atributos ecológicos que as espécies possuem, é certo que se tratando da floresta estacional decidual, existem trechos que possuem características que favoreçam a propagação, enquanto outros podem estar menos aptos para o acolhimento destes propágulos e estabelecimento

de novas plântulas. É como se a floresta estacional decidual fosse separada por pequenos departamentos organizados e gerenciados de acordo com a necessidade de ocupação dos nichos disponíveis.

Os valores registrados para a regeneração da floresta estacional decidual com taxas de mortalidade superiores ao recrutamento resultando um balanço negativo seguiu um perfil de resposta para alguns estudos que abordam as mudanças temporais em comunidades vegetais nas florestas tropicais sazonais (Swaine et al., 1990; Paiva et al., 2007; Werneck e Francheschinelli, 2004; Oliveira et al., 2014; Olvera Vargas et al., 2015;) e contradizem outros estudos (Oliveira-Filho et al., 1997; Silva e Araújo, 2009; Carvalho e Felfili, 2011).

Conclusões

No momento, a comunidade em regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado apresentou um declínio para a maioria das populações. A redução na comunidade vegetal é um reflexo do balanço negativo entre as taxas de mortalidade e recrutamento das espécies tanto na classe de plântulas e recrutas. Porém, alguns trechos de floresta podem apresentar um balanço positivo, com maior recrutamento e menor mortalidade, como verificado no trecho Marimbondo, evidenciando a heterogeneidade espacial da regeneração.

A complexidade do processo de regeneração aumenta com as mudanças temporais que podem ocorrer na floresta estacional decidual. No Parque Estadual do Pau Furado, trechos de floresta similares a Marimbondo, podem apresentar recrutamento superior à mortalidade. Os trechos mais próximos das características da Sede com áreas localizadas em terrenos menos declivosos, com área basal intermediária tendem a apresentar maior cobertura de copa e baixo recrutamento, enquanto que, trechos similares a Terra Branca em áreas inclinadas com baixa área basal da floresta podem apresentar baixa cobertura de copa e alta mortalidade.

A cobertura de copa certamente é o fator fundamental para o processo de regeneração na floresta estacional decidual, controlando a mortalidade e recrutamento das espécies em regeneração, pois regula a temperatura e a radiação solar e, conseqüentemente a disponibilidade de água no solo.

CAPÍTULO 4

Os efeitos do prolongamento da seca sobre a regeneração da floresta estacional decidual no Parque Estadual do Pau Furado.

Resumo

Os efeitos da seca como resposta à mudanças climáticas sobre o ecossistema de florestas tropicais foram explorados apenas no bioma Amazônico com as florestas úmidas. As florestas estacionais decíduais no Brasil Central apresentam uma condição muito distinta, pois estão localizadas em regiões geográficas com sazonalidade climática e precipitação reduzida. Independente, experimentos *in situ*, direcionados pelos impactos das mudanças climáticas em qualquer ecossistema são raros e não foram registrados para as florestas estacionais decíduais no bioma Cerrado. Esta pesquisa envolveu a alocação de dez estufas para simular a redução da precipitação incidente durante a estação chuvosa e intensificar os efeitos da estação seca sobre a regeneração da floresta estacional decidual. A estufa reduziu a precipitação incidente em 70% nas unidades experimentais ($p < 0,001$). O número de indivíduos reduziu drasticamente com a menor disponibilidade de água nas estufas ($r^2 = 0,41$) com a mortalidade duas vezes maior ($33,62\%.\text{ano}^{-1}$ para $73,61\%.\text{ano}^{-1}$) quando comparada com a regeneração em áreas em condições naturais na floresta ($p < 0,001$). Ainda, nossos resultados demonstram que as espécies zoocóricas tendem a ser mais sensíveis às mudanças ambientais que as espécies autocóricas. Consideramos que, apesar da resiliência da floresta estacional decidual, esta não está preparada para responder a eventos que possam alterar a sazonalidade climática na região, com efeitos negativos sobre a regeneração da floresta.

Palavras-chave: impactos, clima, vegetação, seca, mortalidade.

Abstract

The effects of drought as a response to climate change in the tropical forest ecosystem are only applied to the rainforest in the Amazonian biome. The deciduous seasonal forests show a very different condition, these forests are located in geographic regions with climatic seasonality and reduced precipitation. Independent, in situ experiments driven by the impacts of climate change on any forest ecosystem are rare and no study is recorded to seasonal deciduous forests in the Cerrado biome. This research installed ten small greenhouses to simulate rainfall reduction during the rainy season and intensify the effects of the dry season in seasonal deciduous forests regeneration. The greenhouse reduced the precipitation by 70% in the experimental units ($p < 0.001$). The individuals reduced drastically with the lowest availability of water in the greenhouses ($r^2 = 0.41$) and the mortality was twice as high ($33.62\% \text{ .ano}^{-1}$ for $73.61\% \text{ .ano}^{-1}$) than in natural areas ($p < 0.001$). Our results show that species dispersed by animals may be more sensitive to environmental changes than species dispersed by wind. Despite the resilience of the deciduous forest, the forest is not prepared to face the events that may change the climatic seasonality in the region with negative effects for regeneration in the forest.

Key-words: Impacts, climate, vegetation, drought, mortality.

Introdução

Os efeitos de uma seca extrema nas florestas tropicais é um evento desastroso que poderia rapidamente eliminar muitas espécies lenhosas (Lewis et al., 2011) e as taxas de mortalidade de árvores nestas florestas aumentam consideravelmente com a intensidade do distúrbio (Brando et al., 2014). Estes eventos extremos de seca também alteram os ciclos biogeoquímicos na floresta, com o aumento a taxa de respiração do solo em função da redução das chuvas, conseqüentemente alteram a quantidade de matéria orgânica dissolvida que provoca um aumento no fluxo de CO₂ para a atmosfera (Cleveland et al., 2010).

Em ambientes que naturalmente apresentam uma disponibilidade de água limitada sazonalmente, as espécies se adaptam com o uso de diferentes estratégias para reduzir a perda e/ou maximizar o uso de água. A densidade foliar, o menor ponto de turgor da folha e a condutividade hidráulica do caule estão fortemente associadas com habitat destas espécies tolerantes a seca (Bartlett et al., 2016). Além de estratégias ecológicas relacionadas à redução na competição e coexistência das espécies, a regulação da atividade dos estômatos é uma das mais importantes estratégias utilizadas pelas plantas para minimizar a perda de água durante a estação seca (Niles et al., 2010).

A água não é um recurso distribuído igualmente para todas as formações vegetais espalhadas dentro do ecossistema das florestas tropicais. A disponibilidade deste recurso está vinculada a distribuição das chuvas e a média de precipitação, que são coordenados por fatores extrínsecos relacionados principalmente à latitude (Ricklefs, 2003). Existem formações vegetais como a floresta pluvial que pode receber mais de 4.000 mm de chuvas por ano, enquanto outras florestas deverão sobreviver com menos de 400 mm/ano (Sampaio, 1995). Esta condição extrema é responsável pela diversidade que existe dentro das florestas tropicais onde se destaca as florestas tropicais sazonais.

A floresta estacional decidual recebe uma quantidade de água limitada, distribuída em apenas um período do ano, na estação chuvosa. De acordo com sua localização, estas florestas recebem menos de 750 mm de chuvas por ano, não raro, em certas regiões da Caatinga são submetidas a uma quantidade de chuvas com menos de 500 mm/ano (Prado, 2003). As florestas da Caatinga possuem uma conexão importante com o bioma Cerrado, evidenciada através das florestas

estacionais decíduais, situadas na parte do Brasil Central, e também registradas nos domínios do Chaco, na Argentina (Prado e Gibbs, 1993; Prado, 2000; Pennington et al., 2000; Pennington et al., 2009). Resumidamente, estas florestas localizadas em regiões de clima sazonal e que recebem uma quantidade de chuvas concentradas em apenas um período do ano, são documentadas cientificamente por estudos fitogeográficos, conhecidas como as florestas tropicais sazonalmente secas distribuídas pelo Arco do Pleistocênico (Prado e Gibbs, 1993; Prado, 2000; Caetano e Naciri, 2011).

O Arco Pleistocênico é uma macrorregião onde as florestas tropicais sazonalmente secas representam um modelo de meta-comunidades (Pennington et al., 2000) conectadas geograficamente pelo núcleo Caatinga, núcleo Missiones e o núcleo Subandino Piedmont (Prado e Gibbs, 1993). Entre o núcleo Caatinga e Missiones o domínio é estabelecido pelo bioma Cerrado que apresenta uma gama de fitofisionomias bastante diversificadas, desde campos arbustivo-herbáceos de altitude, marcantes formações savânicas e sistemas florestais distintos. Entre as formações florestais no Cerrado é destacada a floresta estacional decidual, fitofisionomia também denominada de mata seca (Ribeiro e Walter, 2008), um complexo sistema de vegetação que ocorre em enclaves de vales, morros e áreas com afloramentos rochosos (Nascimento et al., 2009).

Na região sudoeste do bioma Cerrado, mais especificamente na microrregião do Triângulo Mineiro, estas formações florestais não foram mencionadas em trabalhos de grande escala com repercussão nacional (PPCerrado, 2014), tão menos no próprio Inventário Florestal de Minas Gerais (Oliveira-Filho e Scolforo, 2008). Entretanto, a floresta estacional decidual tem sido registrada no Triângulo Mineiro em alguns estudos que demonstram sua diversidade florística (Rodrigues e Araújo, 1997; Kilca et al., 2014), a regeneração natural (Silva et al., 2014), a distribuição das espécies com a fertilidade do solo (Souza et al., 2007), a estrutura e as características edáficas (Siqueira et al., 2009; Kilca et al., 2011) e as mudanças na comunidade arbórea por impactos antrópicos (Gusson et al., 2011; Vale et al., 2014; Vale et al., 2015), mas ainda insuficientes para demonstrar sua contribuição ao Inventário de Florestas de Minas Gerais, o que pode comprometer sua conservação em escala regional.

Existem inúmeros problemas políticos e ambientais relacionados à conservação das formações florestais. A principal e mais evidenciada está

relacionada à desordenada gestão e manejo para uso e ocupação do solo no Cerrado (Klink e Machado, 2005). Como se não bastasse a pressão exercida pelas condições naturais adversas e os impactos provenientes das atividades antrópicas, atualmente estas florestas também sofrem com as mudanças globais que alteram o equilíbrio dos ecossistemas e, por modificarem parâmetros intrínsecos como a temperatura, a umidade e o volume de chuvas, parâmetros-chave relacionados com a distribuição e a conservação das florestas tropicais.

Uma forma eficiente de compreender os impactos das mudanças microclimáticas sobre as florestas é selecionar e simular parte destes impactos em modelos experimentais *in situ*. Apesar de serem dispendiosos para execução e de difícil controle das variáveis ambientais, os estudos experimentais *in situ* conduzidos no ecossistema natural vão além de previsões em modelos matemáticos e podem fornecer resultados condizentes com a adversidade do ambiente natural que a floresta proporciona.

Recentes pesquisas registram os efeitos de uma seca experimental sobre as variações na cobertura do dossel da floresta tropical (Asner et al., 2004), alteração na emissão de gases no solo da floresta (Davidson et al., 2004; Cleveland et al., 2010), mudanças na composição e estrutura da floresta pela morte de grandes árvores (Nepstad et al., 2007), alterações no ciclo do carbono (Brando et al., 2008), falhas hidráulicas no sistema das plantas induzidas pela baixa disponibilidade de água no solo (Rowland et al., 2015) e suscetibilidade da floresta ao fogo (Balch et al., 2015). Entretanto, estas pesquisas foram conduzidas com a floresta tropical úmida no domínio do bioma Amazônico, sob uma geografia e condições totalmente diferentes das florestas direcionadas por esta pesquisa, realizada em floresta estacional decidual no bioma Cerrado.

Nesta falta de resultados concretos e incertezas, é que foi elaborado e conduzido um estudo experimental *in situ* na floresta estacional decidual localizada dentro de uma unidade de conservação na região do Triângulo Mineiro, Estado de Minas Gerais. O principal objetivo deste estudo foi registrar e apresentar os efeitos de uma seca prolongada artificialmente sobre a floresta estacional decidual ainda não documentado na literatura científica para qualquer formação vegetal no bioma Cerrado. Especificamente, o estudo foi direcionado para a regeneração da floresta, considerada mais sensível às mudanças no ambiente e responsável por alterações significativas na sua estrutura e diversidade.

Material e métodos

A presente pesquisa experimental, conduzida na floresta estacional decidual no Parque Estadual do Pau Furado, possui uma abordagem *in situ*, ou seja, um experimento conduzido em campo, nos domínios da própria floresta. O experimento foi realizado em apenas um dos três trechos de floresta estudados e as unidades amostrais do trecho Sede foram escolhidas para instalar o modelo experimental.

A alocação das parcelas, a marcação e identificação dos indivíduos (plântulas) tiveram início no final da estação chuvosa (março de 2015), auge do recrutamento na floresta estacional decidual, e em meados da estação chuvosa (janeiro de 2016), foram alocadas as estufas para início do experimento de prolongamento da estação seca e restrição da precipitação incidente, acompanhadas por 6 meses (setembro de 2016).

A fim de interferir o menos possível no desenvolvimento natural das espécies, as estufas foram confeccionadas em estrutura metálica e lona plástica utilizada para crescimento vegetal próprio de casas de vegetação (Figura 19).



Figura 19 - Estufa instalada nas parcelas experimentais em floresta estacional decidual no Parque estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Em sub-parcela (4m^2) de cada unidade amostral (100 m^2) foi instalada uma pequena estufa de $6,25\text{m}^2$ com dimensões de $1,0 \times 2,5 \times 2,5$ metros (altura, largura e comprimento, respectivamente) (total 10 estufas) para simular as mudanças temporais do componente lenhoso em regeneração, sob o efeito de estação seca prolongada (Figura 20).

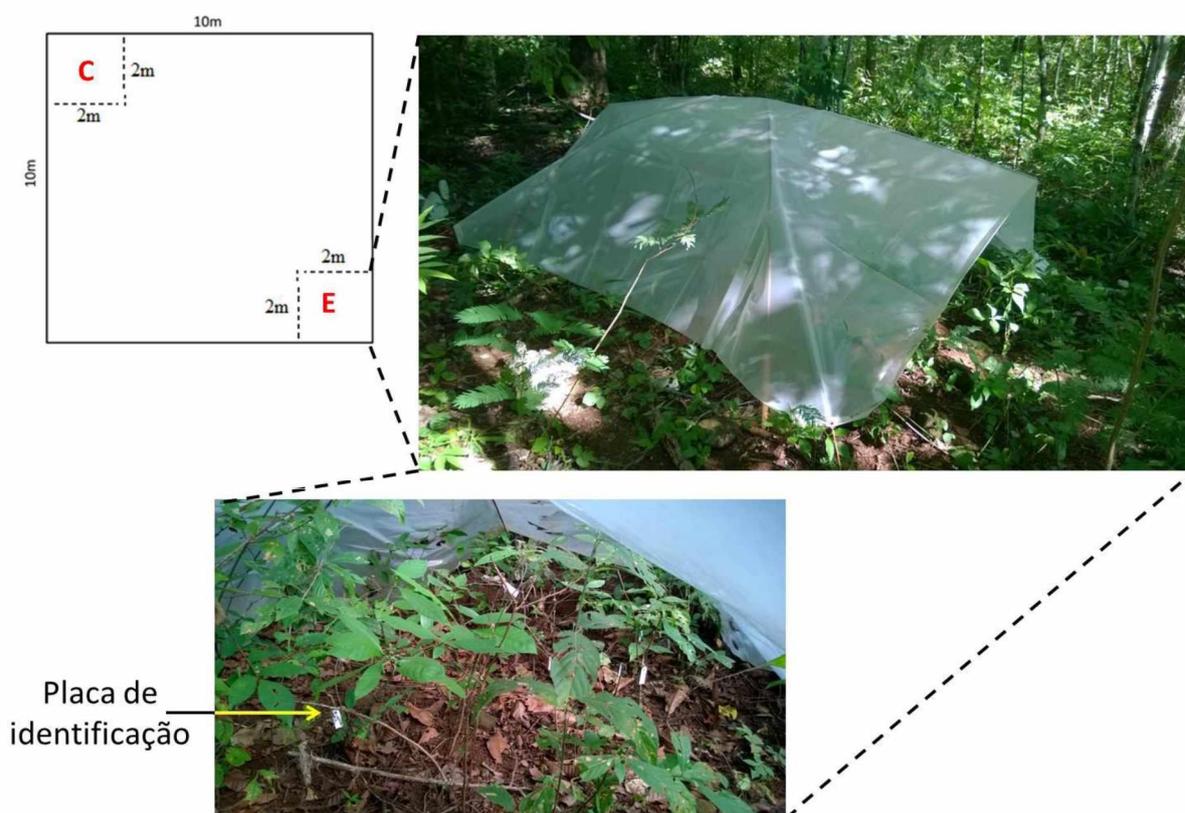


Figura 20 - Distribuição e localização da unidade experimental (E) e controle (C) com estufas alocadas em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

As estufas foram fixadas com estacas de metal e isoladas por uma trincheira de 20 cm de profundidade, distribuídas de acordo com declividade do terreno para impedir o escoamento superficial da água para dentro das unidades experimentais durante a estação chuvosa. A linha da trincheira quando circundante a área da estufa foi colocada com mínimo de 30 cm de distância do início da parcela para evitar o efeito do percolamento horizontal da água quando concentrada para dentro da parcela (Figura 21).

Quando necessárias pequenas curvas de nível foram realizadas no entorno, até mesmo fora da unidade amostral, para reduzir e desviar possíveis escoamentos de águas superficiais sobre o solo da floresta (Figura 22).

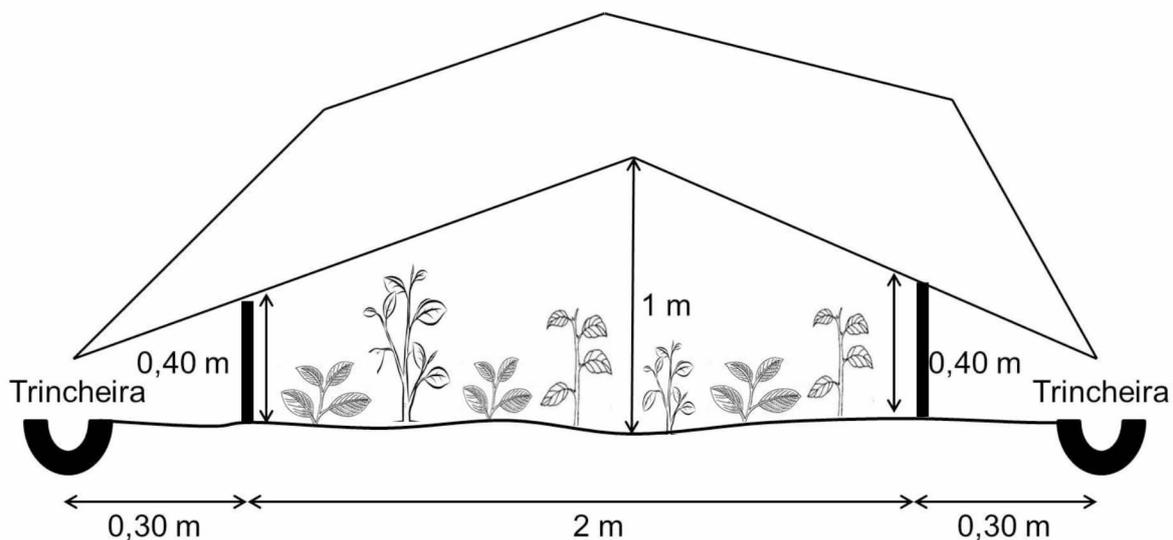


Figura 21 - Esquema com as dimensões das estufas alocadas em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.



Figura 22 - Preparação da linha de trincheira no entorno da estufa em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Como medida de controle para verificar a eficácia da estufa foi comparado o perfil de umidade no solo das unidades experimentais (subparcelas com estufa) com o controle (subparcelas fora da estufa) nas camadas superficiais de 0-5 cm de profundidade. Uma sonda TDR foi utilizada para mensurar a umidade por unidade de área. Em cada estufa foram mensurados cinco pontos dentro da estufa, quatro laterais e um ponto central. As medidas foram realizadas no fim da estação chuvosa, dois meses após alocação das estufas, e o monitoramento prosseguiu até o fim da estação seca (setembro de 2016).

Taxas de mortalidade, recrutamento e rotatividade (*turnover*) foram calculadas para registrar as mudanças temporais ocorridas na regeneração da floresta ao longo do estudo. Os valores obtidos nas taxas foram utilizados na comparação entre as unidades controle e tratamento do estudo experimental com as estufas. Para consultar as fórmulas matemáticas utilizadas para os cálculos das taxas ver Capítulo 2 desta Tese. As médias registradas para as taxas de mortalidade, recrutamento e rotatividade foram testadas para normalidade usando Kolmogorov-Smirnov com $p \leq 0,05$. Verificada a normalidade foi usado teste *t* pareado para verificar a diferença entre as unidades com as estufas e controle.

Resultados

A estufa instalada nas unidades amostrais conseguiu reduzir em até 70% a disponibilidade de água no solo (m^3/m^3), (Figura 23), demonstrando a eficiência da estufa e das trincheiras no controle da umidade proveniente das chuvas sobre a regeneração. A média do volume de água por volume de solo obtido nas unidades controle foi de $0,26 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (Tabela 15), enquanto que o volume de água no solo da estufa foi de apenas $0,08 \text{ m}^3/\text{m}^3$ ($t = -10,92$, $gl = 14$, $p < 0,000$).

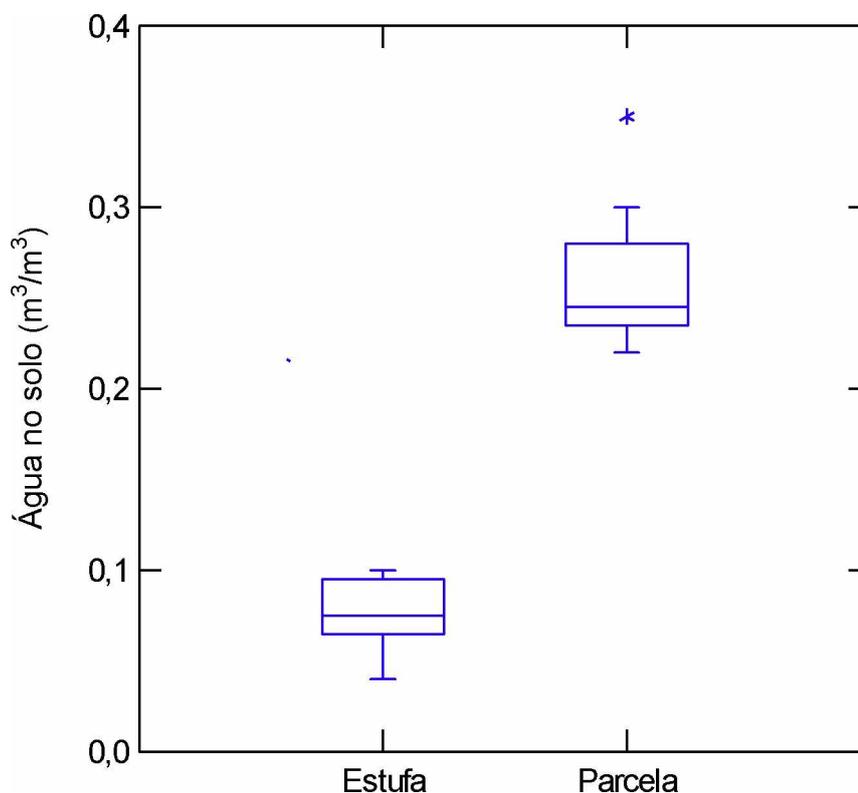


Figura 23 - Redução da disponibilidade de água no solo da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Tabela 15 - Parâmetros da análise estatística descritiva para os dados obtidos dentro e fora das estufas instaladas em floresta estacional decidual do Parque estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Parâmetro descritivo	$\text{m}^3/\text{água por m}^3/\text{solo}$	
	Controle	Estufa
Umidade (média \pm desvio padrão)	$0,26 \pm 0,04$	$0,08 \pm 0,02$
Amplitude (mínima - máxima)	0,22 - 0,35	0,04 - 0,10
Coefficiente de variação (%)	17	27

Além da redução na disponibilidade de água no solo aferido com a sonda TDR, resultados visuais foram registrados para o efeito da falta de água na regeneração. Nos três primeiros meses após a instalação das estufas, registrou-se a deciduidade foliar precoce em algumas plantas no estrato de regeneração, muito evidente em *Anadenanthera colubrina*, que rapidamente começou a apresentar uma aparente deficiência fisiológica com amarelamento e queda dos folíolos (Figura 24).



Figura 24 - Mudanças visuais nos indivíduos da espécie *Anadenanthera colubrina* na parcela controle (A) e dentro da estufa (B) instalada em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

No início do experimento foram marcadas 187 plântulas distribuídas em 22 espécies lenhosas. Destas, 78 indivíduos e 20 espécies em condições naturais da floresta e 109 indivíduos e 17 espécies sobre o efeito de seca experimental. A espécie com maior número de indivíduos em ambas as condições foi *Anadenanthera colubrina*, 36 indivíduos no controle e 40 na estufa.

A redução do número de indivíduos foi significativa tanto na estufa ($t = 3,56$; $gl = 9$; $p = 0,01$), quanto no controle ($t = 4,02$; $gl = 9$; $p < 0,001$) demonstrando que as mudanças temporais ocorreram naturalmente durante o intervalo de tempo do experimento (Figura 25). Entretanto, ao reduzir a oferta de água no solo na metade da estação chuvosa, foram registrados danos severos na classe de plântulas em regeneração da floresta estacional decidual.

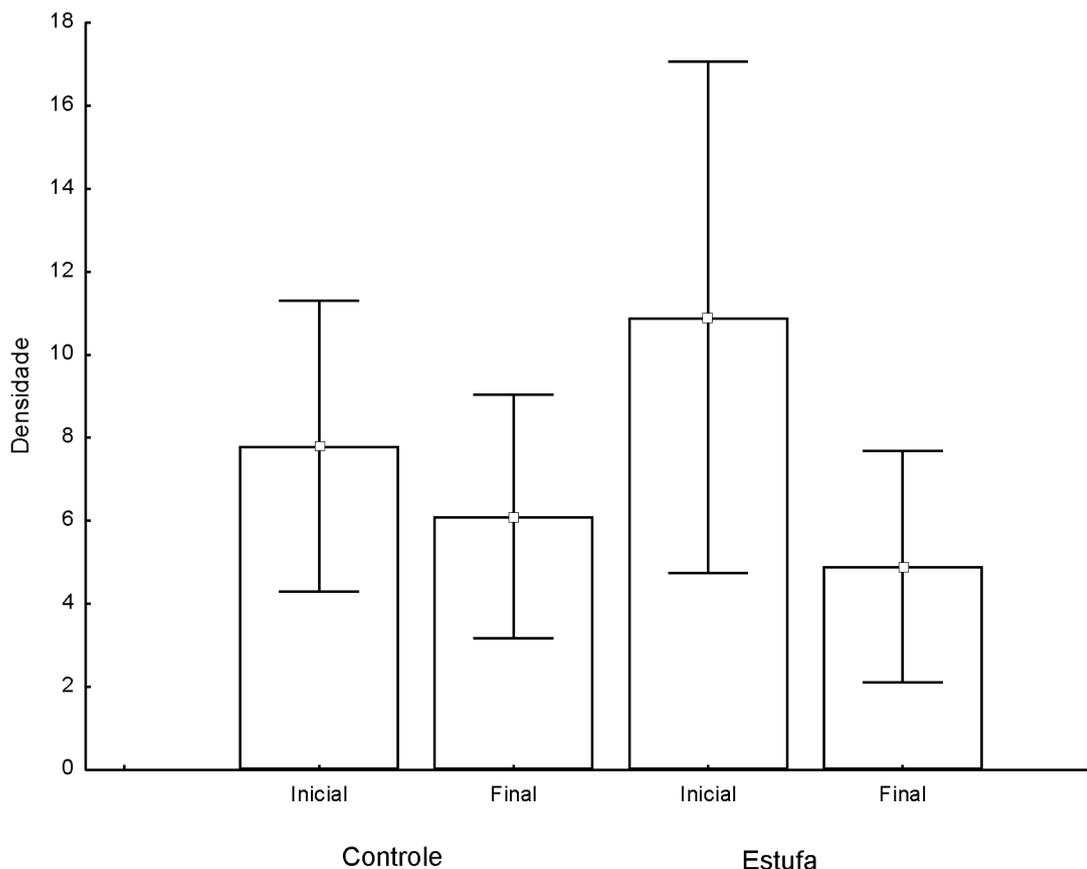


Figura 25 - Estimativas da densidade por parcela (média e erro padrão) inicial e final do experimento (controle e estufa) em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

A taxa de mortalidade registrada na classe de plântulas em condições naturais da floresta foi de $33,62\% \cdot \text{ano}^{-1}$, enquanto que a comunidade de plântulas nns estufas com menor disponibilidade de água no solo atingiu uma taxa de $73,61\% \cdot \text{ano}^{-1}$ no mesmo intervalo de tempo (Tabela 16 e Figura 26), com diferenças altamente significativas entre os tratamentos ($t = -4,55$, $gl = 18$, $p < 0,001$).

Tabela 16 - Parâmetros registrados para a classe de plântulas em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Descritores	Controle	Estufa
Taxa de mortalidade (% ano ⁻¹)	33,62	73,61
Taxa de recrutamento (% ano ⁻¹)	0,00	0,00
Taxa de rotatividade (% ano ⁻¹)	16,81	36,80
Número de Indivíduos mortos	17	60

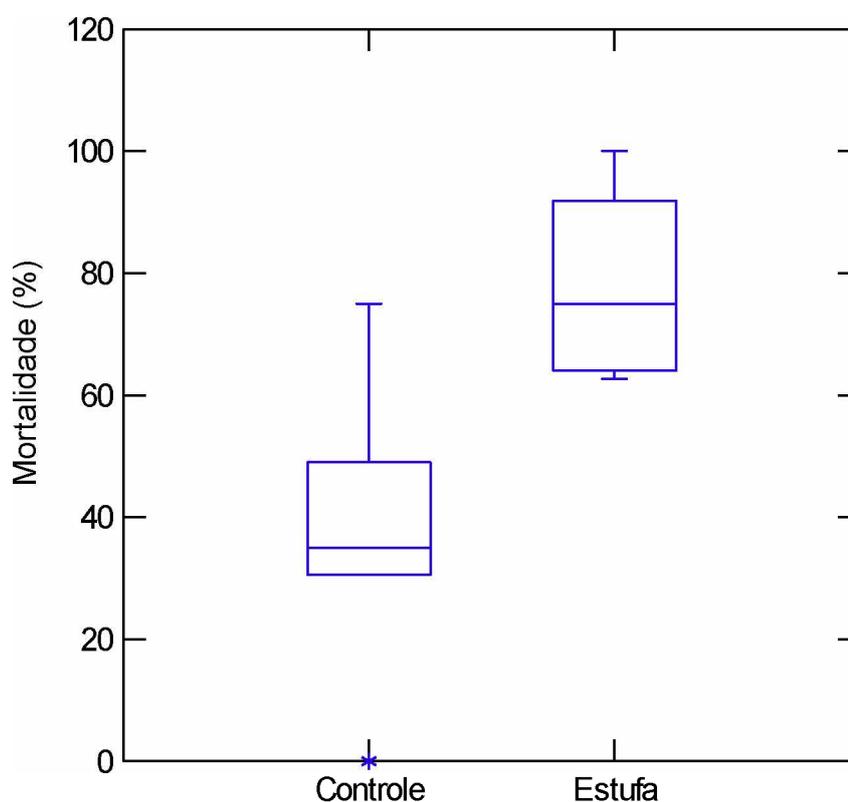


Figura 26 - Mortalidade na classe de plântulas em regeneração na floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

A redução da precipitação incidente em três meses (janeiro/fevereiro/março) e a intensificação da seca por três meses (abril/maio/junho) praticamente duplicaram as taxas de mortalidade na classe de plântulas em regeneração. O resultado da análise de regressão linear demonstra claramente o efeito negativo explicando mais de 41% da variação ($r^2 = 0,41$; $p < 0,001$) da redução de água sobre o número de plântulas da floresta estacional decidual (Figura 27).

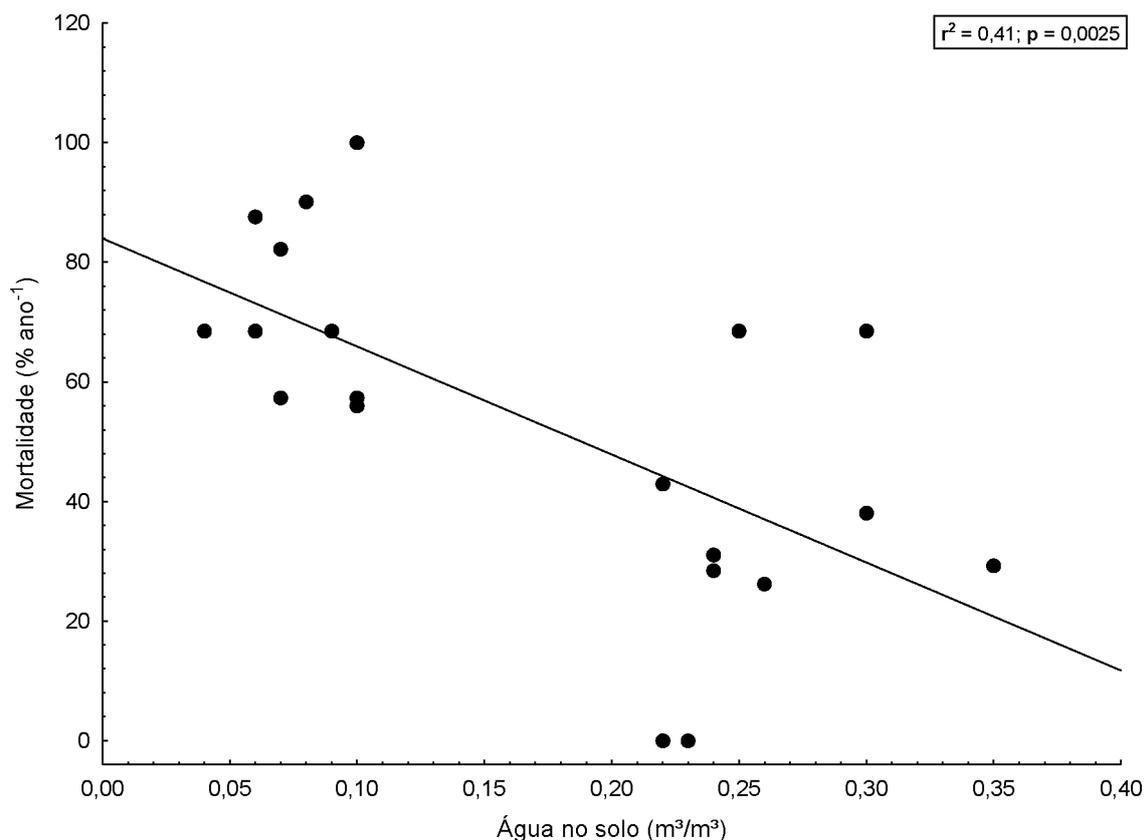


Figura 27 - Relação entre a redução de precipitação incidente sobre a mortalidade de plântulas em regeneração em floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Como esperado, na estufa não houve recrutamento de novos indivíduos e no controle foi registrado apenas dois indivíduos de *Anadenanthera colubrina* recrutados na parcela seis, não considerados nesta análise de efeito do prolongamento e intensificação de seca sobre a mortalidade das espécies em regeneração. Para as espécies com maior número de indivíduos em regeneração, *Campomanesia velutina*, *Rhamnidium elaeocarpum* e *Anadenanthera colubrina* apresentaram os valores mais elevados para mortalidade – 94,16 %a.a⁻¹, 79,07 %a.a⁻¹ e 75,98 %a.a⁻¹, respectivamente. Em condições naturais, *Anadenanthera colubrina* também ocupou a terceira posição em relação ao número de indivíduos mortos.

Apesar de muitas espécies não apresentarem elevada densidade, podemos observar a diferença das espécies quanto à sensibilidade ao estresse ocasionado pela redução de água no solo. Os resultados mostram que espécies zoocóricas na classe de plântulas, como *Campomanesia velutina* e *Rhamnidium elaeocarpum*, tendem a ser mais sensíveis que espécies autocóricas como *Terminalia glabrescens* e *Senegalia polyphylla* (Tabela 17).

Tabela 17 - Lista das espécies de plântulas arbóreas com número de indivíduos inicial (N_i), mortos (m) e taxa de mortalidade (M) nas unidades controle e experimental (estufa) da floresta estacional decidual do Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, Minas Gerais.

Controle				Estufa			
Espécie	N_i	m	M	Espécie	N_i	m	M
<i>Senegalia polyphylla</i>	4	2	68,50	<i>Senegalia polyphylla</i>	7	2	42,92
<i>Allophylus racemosus</i>	1	0	0,00	<i>Allophylus racemosus</i>	3	1	49,12
<i>Anadenanthera colubrina</i>	36	10	41,86	<i>Anadenanthera colubrina</i>	40	23	75,98
<i>Aspidosperma cuspa</i>	1	0	0,00	<i>Bauhinia rufa</i>	7	2	42,92
<i>Bauhinia rufa</i>	2	0	0,00	<i>Bauhinia unguolata</i>	2	1	68,50
<i>Bauhinia unguolata</i>	1	0	0,00	<i>Campomanesia velutina</i>	11	9	94,16
<i>Campomanesia velutina</i>	2	0	0,00	<i>Casearia gossypiosperma</i>	1	0	0,00
<i>Casearia gossypiosperma</i>	1	0	0,00	<i>Celtis iguanaea</i>	1	1	100,00
<i>Celtis iguanaea</i>	3	0	0,00	<i>Chomelia ribesoides</i>	1	1	100,00
<i>Chomelia ribesoides</i>	2	0	0,00	<i>Dilodendron bipinnatum</i>	1	0	0,00
<i>Dilodendron bipinnatum</i>	1	1	100,00	<i>Erythroxylum daphnites</i>	1	0	0,00
<i>Enterolobium contortissiliquum</i>	1	0	0,00	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1	1	100,00
<i>Eugenia florida</i>	3	0	0,00	<i>Pouteria torta</i>	4	3	90,08
<i>Hirtella gracilipes</i>	1	0	0,00	<i>Psychotria sp.</i>	2	1	68,50
<i>Luehea grandiflora</i>	1	0	0,00	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	23	14	79,07
<i>Psychotria sp.</i>	3	0	0,00	<i>Terminalia glabrescens</i>	3	0	0,00
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	8	2	38,09				
<i>Sorocea bonplandii</i>	2	0	0,00				
<i>Terminalia glabrescens</i>	3	2	83,98				
Comunidade	78	17	33,62	Comunidade	109	60	73,61

Discussão

Experimentos *in situ* em pequena escala espacial têm sido realizados para tentar explicar os efeitos da seca sobre diferentes componentes das florestas tropicais (Asner et al., 2004; Davidson et al., 2004; Nepstad et al., 2007; Davidson et al., 2008; Cleveland et al., 2010; Wood e Silver, 2012; Rowland et al., 2015). Entretanto, não foi encontrado nenhum estudo experimental *in situ* para as florestas estacionais, especialmente na floresta estacional decidual.

As florestas estacionais deciduais experimentam condições ambientais distintas pela heterogeneidade de habitats que naturalmente podem interferir os processos e padrões de resposta das espécies que compõem esta floresta (Balvanera e Aguirre, 2002; Balvanera et al., 2006; Corrià-Ainslie et al., 2015; Castellanos-Castro e Newton, 2015; Méndez et al., 2016). Por outro lado, quando as mudanças nos parâmetros ambientais ocorrem fora de eventos naturais, estes podem sobrecarregar o sistema e provocar desequilíbrios na comunidade vegetal destas florestas. Foi o que se conseguiu verificar com o efeito da redução da precipitação incidente na estação chuvosa e intensificação da seca sobre o estrato de regeneração da floresta estacional decidual.

As espécies na floresta estacional decidual apresentam um comportamento isohídrico, ou seja, durante a estação seca as plantas controlam a abertura estomática para evitar uma falha hidráulica do xilema e não comprometer sua sobrevivência (Iida et al., 2016). Assim, certamente as plântulas, quando submetidas a distúrbios prolongados, devem ultrapassar sua capacidade de responder ao estresse e apresentam alta mortalidade, como observado durante o experimento.

A resposta inicial ao distúrbio provocado pela estação seca na floresta estacional decidual depende do grupo de espécies. Aquelas espécies com densidade de madeira baixa, flexíveis, quebráveis são hidráulicamente eficientes, mas cavitacionalmente vulneráveis, tendem a perder as folhas rapidamente em resposta à seca (Méndez et al., 2012). Entretanto, as propriedades hidráulicas podem variar entre as espécies (decíduas e perenes) e de acordo com a história de vida (pioneiras e tolerantes a sombra), mas espécies decíduas tendem a apresentar características que conferem um transporte eficiente de água em relação às espécies perenes, um *trade-off* clássico entre a eficiência hidráulica e a segurança da planta (Markesteyn et al., 2011).

Naturalmente, as plantas apresentam um mecanismo de resistência à falta de água, proporcionada pela estação seca nas florestas sazonais. Entretanto, as respostas variam de acordo com a adaptação fisiológica de cada espécie, mas de um modo geral, a falta de água reduz a produção de tecido foliar, diminui os nódulos de elasticidade e o potencial osmótico nas folhas e altera a condutância estomática (Wright et al., 1992). Além de uma redução na condutância estomática, o estresse provocado por uma estação seca pronunciada induz o maior fechamento dos estômatos, inibe a fixação de carbono fotossintético reduzindo dramaticamente a taxa fotossintética das plantas, provoca fotoinibição e mudanças na eficiência dos complexos do fotossistema I e fotossistema II das espécies, importantes mecanismos que regulam a atividade fotossintética das plantas (Huang et al., 2012).

A elevada taxa de mortalidade registrada na regeneração da floresta estacional decidual deste estudo pode ser uma resposta funcional das plântulas a eventos extremos e inesperados de seca. O estresse ocasionado pela falta de água altera a taxa de crescimento nas plantas (Hogg e Wein, 2005), provocam mudanças na condutância estomática (Niles et al., 2010) e aumentam a taxa de mortalidade dos indivíduos (Rowland et al., 2015).

A mortalidade e recrutamento de plantas, principalmente na floresta estacional decidual, além de variar entre as estações, a categoria sucessional também é um fator importante (Maza-Vilallobos et al., 2013). Os efeitos do estresse da falta de água no solo sobre as plantas variam de acordo com a idade (Schuster e Oberhuber, 2013), pois a mortalidade diminui acentuadamente nas classes de plantas maiores (Bunker e Carson, 2005). As plantas lenhosas em estágio inicial de crescimento apresentam maior eficiência do uso da água e menor condutância estomática quando comparadas com plantas de estágio mais avançado (Niles et al., 2010). Quando exposta ao estresse de seca, as plantas começam apresentar deficiências fisiológicas, como falhas na condutividade hidráulica do xilema e aumentam a probabilidade de morte (Rowland et al., 2015).

Conclusões

Os efeitos da baixa disponibilidade de água para as plântulas em regeneração na floresta estacional decidual iniciam-se com alterações na fisiologia provocando a perda de folhas logo no início do distúrbio. Quando o distúrbio é mais intenso, a floresta começa a entrar em um desequilíbrio ecológico e a regeneração da floresta é altamente impactada.

As plântulas que sobreviveram ao último evento de seca reduzem a mortalidade com o início da próxima estação chuvosa, entretanto, aquelas que receberam menor disponibilidade de água tendem a aumentar a mortalidade proporcionalmente ao tempo de prolongamento do distúrbio.

Os resultados mostram como a regeneração da floresta estacional decidual pode responder aos eventos extremos provocados pelas mudanças climáticas no Brasil, com redução da precipitação na estação chuvosa e intensificação da estação seca.

A floresta estacional decidual mostrou-se sensível às mudanças na disponibilidade de precipitação incidente e intensificação da seca, duplicando a mortalidade das espécies em regeneração frente ao distúrbio, principalmente espécies que apresentam uma dispersão condicionada à fauna.

Os resultados deixam evidente que a floresta estacional decidual pode não suportar eventos sequenciais de baixa disponibilidade de água e, conseqüentemente, seguir um declínio constante das populações com a intensificação destes eventos, comprometendo a diversidade, a estrutura e a função ecológica destas florestas no ecossistema.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados alcançados por esta pesquisa demonstram sua relevância para o conhecimento das características ecológicas das florestas estacionais decíduais. O estudo contribuiu principalmente com informações sobre a diversidade de espécies em regeneração, as relações ambiente/espécie, as mudanças temporais e os efeitos das mudanças ambientais sobre a regeneração natural da floresta.

As espécies apresentam preferências ambientais e o tipo de solo, topografia e cobertura de copa são importantes preditores da distribuição e estrutura das espécies em regeneração na floresta estacional decidual, principalmente a cobertura de copa, que está relacionada a mudanças na disponibilidade de luz e água, fatores ambientais que direcionam o processo de regeneração.

As principais espécies da floresta estacional decidual foram evidenciadas neste estudo e demonstram sua contribuição para a regeneração da floresta. *Anadenanthera colubrina* é a principal espécie na comunidade de plantas lenhosas em regeneração, mas *Celtis iguanaea* aparece com maior densidade na classe de plantas superior a 1 metro de altura. Outras espécies com alta densidade na regeneração da floresta, como *Campomanesia velutina*, *Casearia gossypiosperma*, *Rhamnidium elaeocarpum*, *Chomelia ribesoides* e *Allophylus racemosus* demonstram a importância da floresta como fonte de recurso para fauna local.

Tratando-se de uma floresta protegida sugere-se que estudos temporais sejam conduzidos para verificar as mudanças na diversidade e síndrome de dispersão das espécies, uma vez que, a Unidade de Conservação tende a propiciar o aumento de agentes dispersores na floresta pelo ambiente de refúgio que representa.

O processo de regeneração na floresta estacional decidual é complexo de entender e encontrar um padrão de resposta é mais difícil devido à presença de um gradiente ambiental curto na floresta. Entretanto, entre as variáveis que podem promover a heterogeneidade ambiental nestas florestas, registrou-se que a cobertura de copa é fortemente relacionada com a densidade e distribuição das espécies lenhosas em regeneração na floresta estacional decidual.

Condicionadas a heterogeneidade ambiental, as mudanças temporais na regeneração da floresta estacional decidual apresentam-se diferentes por trechos que compõem a floresta. Alguns trechos podem apresentar um declínio das

populações vegetais, enquanto outros estão em processo de crescimento e este padrão é reflexo do balanço entre a mortalidade e recrutamento das espécies.

Neste estudo, a cobertura de copa e a baixa disponibilidade de água são os principais fatores ambientais que determinam a distribuição e a mortalidade das espécies. A análise de correspondência canônica evidenciou a forte relação da cobertura de copa com a densidade das espécies e o experimento demonstra o efeito da redução de água sobre a mortalidade de plântulas. Sinergicamente, estes preditores ambientais tem evidente e forte efeito sobre a estrutura e o processo de regeneração da floresta estacional decidual.

A simulação reduzindo a precipitação incidente durante a estação chuvosa e intensificando a estação seca mostrou que a floresta estacional decidual não possui resiliência suficiente para responder as mudanças inesperadas no padrão de sazonalidade climática que estão acostumadas.

Considerando as projeções de mudanças climáticas para o Brasil, com o aumento da temperatura e a redução da precipitação, principalmente nos biomas Cerrado e Caatinga, as florestas estacionais deciduais podem responder mais negativamente que as florestas tropicais úmidas, pois as espécies que compõem estas florestas nestes biomas já vivem no limiar do estresse hídrico e térmico suportáveis.

Referências Bibliográficas

- Acker, S.A.; Boetsch, J.R.; Bivin, M.; Whiteaker, L.; Cole, C.; Philippi, T. 2015. Recent tree mortality and recruitment in mature and old-growth forests in western Washington. **Forest Ecology and Management** **336**: 109-118.
- Alvarez-Añorve, M.Y.; Quesada, M.; Sánchez-Azofeifa, A.; Avila-Cabadilla, L.D.; and Gamon, J.A. 2012. Functional regeneration and spectral reflectance of trees during succession in a highly diverse tropical dry forest ecosystem. **American Journal of Botany** **99 (5)**: 816-826.
- Amaral, L.P.; Ferreira, R.A.; Lisboa, G.S.; Longhi, S.J.; Watzlawick, L.F. 2013. Variabilidade espacial de Índice de Diversidade de Shannon-Wiener em Floresta Omrófila Mista. **Scientia Forestalis** **41 (97)**: 83-93.
- Apagaua, D.M.G.; Santos, R.M.; Pereira, D.G.S.; Fontes, M.A.L.Tng, D.Y.P. 2014. Beta-diversity in seasonally dry tropical forest (SDTF) in the Caatinga Biogeographic Domain, Brazil, and its implications for conservation. **Biodiversity Conservation** **23**: 217-232.
- Arruda, D.M.; Ferreira Junior, W.G.; Duque Brasil, R.; Schaefer, C.E.R. 2013. Phytogeographical patterns of dry forests sensu strictu in Northern Minas Gerais State, Brazil. **Annals of the Brazilian Academic of Sciences** **85 (2)**: 623-634.
- Asner, G.P.; Nepstad, D.; Cardinot, G.; Ray, D. 2004. Drought stress and carbon uptake in an Amazon forest measured with spaceborne imaging spectroscopy. **Proceedings of the National Academy of Sciences** **101 (16)**: 6039-6044.
- Bachelot, B.; Kobe, R.K.; Vriesendorp, C. 2015. Negative density-dependent mortality varies over time in a wet tropical forest, advantaging rare species, common species, or no species. **Oecologia** **179**: 853-861.
- Balch, J.K.; Brando, P.M.; Nepstad, D.C.; Coe, M.T.; Silvério, D.; Massad, T.J.; Davidson, E.A.; Lefebvre, P.; Oliveira-Santos, C.; Rocha, W.; Cury, R.T.S.; Parsons, A.; Carvalho, K.S. 2015. The Susceptibility of Southeastern Amazon Forests to Fire: Insights from a Large-Scale Burn Experiment. **Bioscience** **65 (9)**: 893-905.
- Balvanera, P.; Aguirre, E. 2006. Tree diversity, environmental heterogeneity and productivity in a Mexican Tropical Dry Forest. **Biotropica** **38(4)**: 479-491.
- Balvanera, P.; Lott, E.; Segura, G.; Siebe, C.; Islas, A. 2002. Patterns of β diversity in a Mexican tropical dry forest. **Journal of Vegetation Science** **13 (2)**: 145-158.
- Balvanera, P.; Quijas, S.; Perez-Jimenez, A. 2011. Distribution Patterns of Tropical Dry Forest Trees Along a Mesoscale Water Availability Gradient. **Biotropica** **43(4)**: 414-419.
- Barbosa, D.C.A.; Barbosa, M.C.A.; Lima, L.C.M. 2013. Fenologia de espécies lenhosas da Caatinga. In: Tabarelli, M. Silva, J.M.C. **Ecologia e Conservação da Caatinga**, p. 657-693.

Barbosa, D.C.A.; Silva, P.G.G.; Barbosa, M.C.A. 2002. Tipos de frutos e síndromes de dispersão de espécies lenhosas da Caatinga de Pernambuco. In: Tabarelli, M.; Silva, J.M.C. **Diagnóstico da Biodiversidade de Pernambuco**. Recife: Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, Massangana, p. 609-621.

Bartlett, M.K.; Zhang, Y.; Yang, J.; Kreidler, N.; Sun, S.W.; Lin, L.; Hu, Y.H.; Cao, K.F.; Sack, L. 2016. Drought tolerance as a driver of tropical forest assembly: resolving spatial signatures for multiple processes. **Ecology** **97** (2): 503–514.

Bellingham, P.J.; Tanner, E.V.J. 2000. The Influence of Topography on Tree Growth, Mortality, and Recruitment in a Tropical Montane Forest. **Biotropica** **32** (3): 378-384.

Bentos, T.V.; Nascimento, H.E.M.; Williamson, G.B. 2013. Tree seedling recruitment in Amazon secondary forest: Importance of topography and gap micro-site conditions. **Forest Ecology and Management** **287**: 140-146

Bin, H.; Lian, J.; Wang, Z.; Ye, W.; Cao, H. 2011. Tree mortality and recruitment in a subtropical broadleaved monsoon forest in South China. **Journal of Tropical Forest Science** **23** (1): 57–66.

Bonan GB. 2002. Ecological climatology: concepts and applications. New York, NY: Cambridge University Press. Apud: Foley, J.A.; Costa, M.H.; Delire, C.; Ramankutty, N.; Snyder, P. (2003). Green surprise? How terrestrial ecosystems could affect earth's climate. **Front Ecology Environment** **1** (1): 38-44.

Bradford, M.G.; Murphy, H.T.; Ford, A.J.; Hogan, D.L.; Metcalfe, D.J. 2014. Long-term stem inventory data from tropical rain forest plots in Australia. **Ecology** **2014** **95** (8): 2362-2362.

Brando, P.M., Balch, J.K.; Nepstad, D.C.; Morton, D.C.; Putz, F.E.; Coe, M.T.; Silvério, D.; Macebo, M.N.; Davidson, E.A.; Nóbrega, C.C.; Alencar, A.; Soarea-Filho, B. 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences** **111** (17): 6347-6352.

Brando, P.M.; Nepstad, D.C.; Davidson, E.A.; Trumbore, S.E.; Ray, D.; Camargo, P. 2008. Drought effects on litterfall, wood production and belowground carbon cycling in an Amazon forest: results of a throughfall reduction experiment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B** **363**: 1839-1848.

Brasil. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, DF: Senado Federal, 292p.

Brasil. **Decreto 5758, de 13 de abril de 2006**. Institui o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas - PNAP, seus princípios, diretrizes, objetivos e estratégias, e dá outras providências, Legislação Federal e marginalia.

Brasil. **Lei n. 11514, de 13 de agosto de 2007**. Dispõe sobre as diretrizes para a elaboração e execução da Lei Orçamentária de 2008 e dá outras providências. Legislação Federal e marginalia.

Brasil. **Lei n. 12187, de 29 de dezembro de 2009**. Institui da Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. Legislação Federal e marginalia,

Brasil. **Lei n. 12651 de 25 de maio de 2012**. Dispões sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis 6939 de 31 de agosto de 1981, 9393 de 19 de dezembro de 1996, 11428 de 22 de dezembro de 2006 e revoga as Leis 4771 de 15 de setembro de 1965, 7754 de 14 abril de 1989 e a Medida Provisória 2166-67 de 24 de agosto de 2011, e dá outras providências, Legislação Federal e marginalia.

Brasil. **Lei n. 9985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, parágrafo 1º, incisos I,II,III e VII da Constituição Federal, institui do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Legislação Federal e marginalia.

Bunker, D.E.; Carson, W.P. 2005. Drought stress and tropical forest woody seedlings: effect on community structure and composition. **Journal of Ecology** **93**: 794-806.

Caetano, S.; Naciri, Y. 2011. The Biogeography of Seasonally Dry Tropical Forests in South America. In: **Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation**, Chapter 2, p. 1-22.

Caetano, S.; Prado, D.; Pennington, T.R.; Beck, S.; Oliveira-Filho, A.T.; Spichiger, R.; Naciri, Y. 2008. The history of seasonally dry tropical forests in eastern South America: inferences from the genetics structure of the tree *Astronium urundeuva* (Anacardiaceae). **Molecular Ecology** **17**: 4147-3159.

Carvalho, F.A.; Felfili, J. M. 2011. 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.

Castellanos-Castro, C.; Newton, A.C. 2015. Environmental Heterogeneity Influences Successional Trajectories in Colombian Seasonally Dry Tropical Forests. **Biotropica** **47(6)**: 660-671.

Ceccon, E.; Hernández, P. 2009. Seed rain dynamics following disturbance exclusion in a secondary tropical dry forest in Morelos, Mexico. **International Journal of Tropical Biology** **57 (1-2)**: 257-269.

Clark, D.B.; Hurtado, J.; Saatchi, S.S. 2015. Tropical Rain Forest Structure, Tree Growth and Dynamics along a 2700-m Elevational Transect in Costa Rica. **Plos One** DOI:10.1371/journal.pone.0122905.

Cleveland, C.C.; Wieder, W.R.; Reed, S. C.; Townsend, A.R. 2010. Experimental drought in a tropical rain forest increases soil carbon dioxide losses to the atmosphere. **Ecology** **91(8)**: 2313-2323.

Collevatti, R.G.; Terribile, L.C.; Oliveira, G.; Lima-Ribeiro, M.S.; Nabout, Rangel, T.F.; Diniz-Filho, J.A.F. 2013. Drawbacks to palaeodistribution modelling: the case of South American seasonally dry forests. **Journal of Biogeography** **40**: 345-358.

Corrià-Ainslie, R.; Camarero, J.J.; Toledo, M. 2015. Environmental heterogeneity and dispersal processes influence post-logging seedling establishment in a Chiquitano dry tropical forest. **Forest Ecology and Management** **349**: 122-133.

Cox, M.P.; Betts, R.A.; Jones, C.D.; Spall, S.A.; Totterdell, I.J. 2014. Acceleration of global warming due to carbon cycle feedbacks in a coupled climate model. **Nature** **408**: 184-187.

d'Oliveira, M.V.N.; Alvaradob, E.C.; Santos, J.C.; Carvalho Jr., J.A. 2011. Forest natural regeneration and biomass production after slash and burn in a seasonally dry forest in the Southern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management** **261**: 1490–1498.

Davidson, E. A.; Ishida, F. Y.; Nepstad, D. C. 2004. Effects of an experimental drought on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and nitric oxide in a moist tropical forest. **Global Change Biology** **10**: 718-730.

Davidson, E.A.; Nepstad, D.C.; Ishida, F.Y.; Brando, P.M. 2008. Effects of an experimental drought and recovery on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and nitric oxide in a moist tropical forest. **Global Change Biology** **14 (11)**: 2582-2590.

Derroire, G.; Balvanera, P.; Castellanos-Castro, C.; Decocq, G.; Kennard, D.K.; Lebrija-Trejos, E.; Leiva, J.A.; Odén, P.; Powers, J.S.; Rico-Gray, V.; Malulem, T. Healey, J.R. 2016. Resilience of tropical dry forest – a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. **Oikos** **125 (10)**: 1386-1397.

Espírito-Santo, F.D.B.; Oliveira-Filho, A.T.; Machado, E.L.M.; Souza, J.S.; Fontes, M.A.L. Marques, J.J.S.M. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecídua montana no campus da Universidade Federal de Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica** **16 (3)**: 221-356.

Falloon, P.; Jones, C.D.; Cerri, C.E.; Al-Adamant, R.; Kamoni, P.; Bhattacharyya, T.; Easter, M.; Paustin, K.; Killian, K.; Coleman, K.; Milne, E. 2007. Climate change and its impact on soil and vegetation carbon storage in Kenya, Jordan, India and Brazil. **Agriculture, Ecosystem and Environment** **122**: 114-124.

Foley, J.A.; Costa, M.H.; Delire, C.; Ramankutty, N.; Snyder, P. 2003. Green surprise? How terrestrial ecosystems could affect earth's climate. **Front Ecology Environment** **1 (1)**: 38-44.

Gentry, A.H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: **Seasonally Dry Tropical Forests**, ed. SH Bullock, HA Mooney, E Medina, pp. 146-194. Cambridge: Cambridge University Press.

Gijsbers, H.J.M.; Kessler, J.J.; Knevel, M.K. 1994. Dynamics and natural regeneration of woody species in farmed parklands in the Sahel region (Province of Passore, Burkina Faso). **Forest Ecology and Management** **64**: 1-12.

Google Earth-Mapas. [Http://mapas.google.com](http://mapas.google.com). Consulta realizada em 10/03/2017.

Guimaraes, M. 2015. Árvores amazônicas morrem em consequência da seca. **Revista Fapesp**, disponível em: <http://revistapesquisa.fapesp.br/2015/11/23/arvores-amazonicas-morrem-em-consequencia-de-seca/>

Gusson, A.E.; Vale, V.S.; Oliveira, A.P.; Lopes, S.F.; Dias Neto, O.C.; Araújo, G.M.; Schiavini, I. 2011. Interference of increased soil moisture in the populations of *Myracrodruon urundeuva* Allemão and *Anadenanthera colubrine* (Vell.) Brenan in artificial hydropower reservoirs. **Scientia Forestalis** **39 (89)**: 035-041.

Hasler, N.; Werth, D.; Avissar, R. 2009. Effects of tropical deforestation on global hydroclimate: a multimodel ensemble analysis. **Journal of Climate** **22**: 1124-1141.

Hasselquist, N.J.; Michael, F.A.; Santiago, L.S. 2010. Water relations of evergreen and drought-deciduous trees along a seasonally dry tropical forest chronosequence. **Oecologia** **164**: 881-890.

Hernández-Ramírez, A.M. Garcia-Médez, S. 2015. Diversidad, estructura y regeneración de la selva tropical estacionalmente seca de la Península de Yucatán, México. **International Journal of Tropical Biology** **63(3)**: 603-615.

Hogg, E.H.; Wein, R.W. 2005. Impacts of drought on forest growth and regeneration following fire in southwestern Yukon, Canada. **Canadian Journal Forest Research** **35**: 2141-2150.

Hopfensperger, K.N.; Engelhardt, K.A.M.; Lookingbill, T.R. 2009. Vegetation and seed bank dynamics in a tidal freshwater marsh. **Journal of Vegetation Science** **20 (4)**: 767-778.

Huang, W.; Fu, P.L.; Jiang, Y.J.; Zhang, J.L.; Zhang, S.B.; Hu, H.; Cao, K.F. 2012. Differences in the responses of photosystem I and photosystem II of three tree species *Cleistanthus sumatranus*, *Celtis philippensis* and *Pistacia weinmannifolia* exposed to a prolonged drought in a tropical limestone forest. **Tree Physiology** **33**: 211-220.

Hubell, S.P. 1979. Tree Dispersion, Abundance, and Diversity in a Tropical Dry Forest. **Science** **203 (4387)**: 1299-1309.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**, 2 Ed. 271 p.

IEF – Instituto Estadual de Florestas. 2011. Cadernos de Mapas. In: **Plano de Manejo do Parque Estadual do Pau Furado**. Uberlândia, 657 p.

IEF – Instituto Estadual de Florestas. 2011. **Plano de Manejo do Parque Estadual do Pau Furado**. Uberlândia, 657 p.

Iida, S.; Shimizu, T.; Tamai, K.; Kabeya, N.; Shimizu, A.; Ito, E.; Ohnuki, Y. ; Chann, S.; Keth, N.. 2016. Interrelationships among dry season leaf fall, leaf flush and transpiration: insights from sap flux measurements in a tropical dry deciduous forest. **Ecohydrology** **9(3)**: 472-486.

Inman-Narahari, F.; Ostertag, R.; Hubbell, S.P.; Giardini, C.P.; Cordell, S.; Sack, L. 2016. Density-dependent seedling mortality varies with light availability and species abundance in wet and dry Hawaiian forests. **Journal of Ecology** **103 (3)**: 773-780.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. 2013. **Climate Change: The physical science basis**. Cambridge University Press. 1552 p.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014a. **Climate Change: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Global and Sectoral Aspects**. Cambridge University Press. 1150 p.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014b. **Climate Change: Impacts, Adaptation and Vulnerability: Regional Aspects**. Cambridge University Press. 696 p.

Karin, G.; Hakan, H. 1992. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forest – an introduction. **Journal of Vegetation Science** **3 (3)**: 361-364.

Kennard, D.K.; Gould, K.; Putz, F.E.; Fredericksen, T.S.; Morales, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management** **162**: 197-208.

Kilca, R.V.; Schiavini, I.; Araújo, G.M. 2014. Padrões florísticos em dois tipos de florestas estacionais no cerrado. **Bioscience Journal** **30 (3)**: 903-913.

Kilca, R.V.; Schiavini, I.; Araújo, G.M.; Moraes, A.B. 2011. Aspectos edáficos e estruturais de uma Floresta Estacional Decidual antes do enchimento de uma barragem em Araguari, Minas Gerais. **Iheringia** **66 (1)**: 17-30.

Klink, C.A.; Machado, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology** **19 (3)**: 707-713.

Lang, G.E.; Knight, D.H. 1993. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. **Ecology** **64 (5)**: 1075-1080.

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

Lewis, S.; Phillips, O.; Sheil, D.; Vinceti, B.; Baker, T.R.; Brown, S.; Graham, A.W.; Higuchi, N.; Hilbert, D.W.; Laurance, W.F.; Lejoly, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Núñez Vargas, P.; Sonké, B.; Supardi, N.; Terborgh, J.W.; Vásquez Martínez, R. 2004. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology** **92**: 929-944.

Lewis, S.L.; Brando, P.M.; Phillips, O.L.; van der Heijden, G.M.F.; Nepstad, D. 2011. The 2010 Amazon Drought. **Science** **331**: 554-554.

Leyser, G.; Zanin, E.M.; Budke, J.C.; Mélo, M.A.; Henke-Oliveira, C. 2012. Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **26 (1)**: 74-83.

- Lima, E.A.; Melo, J.I.M. 2015. Biological spectrum and dispersal syndromes in an area of the semi-arid region of north-eastern Brazil. **Acta Scientiarum (37) 1**: 91-100.
- Liu, Y.; Shixiao, Y.; Zhi-Ping, Xie; Staehelin, C. 2012. Analysis of a negative plant-soil feedback in a subtropical monsoon forest. **Journal of Ecology 100**: 1019-1028.
- López Martínez, J.O.; Sanaphre-Villanueva, L.; Dupuy, J.M.; Hernández-Stefanoni, J.L.; Meave, J.A.; Gallardo-Cruz, J.A. 2013. β -Diversity of functional groups of wood plants in a tropical dry forest in Yucatan. **Plos One 8 (9)**: 1-9.
- Lopez-Toledo, L.; Portillo-Cruz, Y.; Pulido, M.T.; Endress, B.A. 2013. Seed dynamics of an endemic palm in a Northwestern Mexican tropical dry forest: implication for population spatial structure. **Pant Ecology 214**: 1115-1125.
- Machado, I.C.S.; Barros, L.M.; Sampaio, E.V.S.B. 1997. Phenology of caatiga species at Serra Talhada, PE, Northeastern Brazil. **Biotropica 29 (1)**: 101-112.
- Magurran, A.E. 1991. **Ecological diversity and its measurements**, London, Chapman and Hall, 179 p.
- Markesteyn, L.; Pooter, L.; Bongers, F.; Paz, H.; Sack, L. 2011. Hydraulics and life history of tropical dry forest tree species: coordination of species' drought and sape tolerance. **New Phytologist 191**: 480-495.
- Marquardt, S.; Marquez, A.; Bouillot, H.; Beck, S.G.; Mayer, A.C.; Kreuzer, M.; Alzérreca, H.A. 2009. Intensity of browsing on trees and shrubs under experimental variation of cattle stocking densities in southern Bolivia. **Forest Ecology and Management 258**: 1422–1428.
- Matyssek, R.; Baumgarten, M.; Haberle, K.H.; Hummel, U.; Wieser, G. 2013. Does O₃ induced stomatal narrowing prevent enhanced O₃ uptake under high O₃ exposure? – A case study on adult beech trees (*Fagus sylvatica*). In: **Annals of International Conference of International Union of Forest Research Organization – IUFRO**, 112p.
- Maza-Villalobos, S.; Balvanera, P.; Martínez-Ramos, M. 2011. Early Regeneration of Tropical Dry Forest from Abandoned Pastures: Contrasting Chronosequence and Dynamic Approaches. **Biotropica 43(6)**: 666-675
- Maza-Villalobos, S.; Poorter, L.; Martínez-Ramos, M. 2013. Effects of ENSO and Temporal Rainfall Variation on the Dynamics of Successional Communities in Old-Field Succession of a Tropical Dry Forest. **Plos One 8 (12)**: 1-13.
- McCune, B.; Mefford, M.J. 2011. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 6.22 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Méndez-Toribio, M.; Meave, J.A.; Zermeño-Hernández, I.; Ibarra-Manríquez, G. 2016. Effects of slope aspect and topographic position on environmental variables, disturbance regime and tree community attributes in a seasonal tropical dry forest. **Journal of Vegetation Science 27(6)**: 1094-1103.

Méndez-Alonzo, R.; Paz, H.; Zuluaga, R.C.; Rosell, J.A.; Olson, M.E. 2012. Coordinated evolution of leaf and stem economics in tropical dry forest trees. **Ecology** 93(11): 2397-2406.

Miles, L.; Newton, A.C.; Defries, R.S.; Ravillious, C.; May, I.; Blyth, S.; Kapos, V.; Gordon, J.E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forest. **Journal of Biogeography** 33: 491-505.

Mondal, N.; Sukumar, R. 2015. Regeneration of Juvenile Woody Plants after Fire in a Seasonally Dry Tropical Forest of Southern India. **Biotropica** 47(3): 330-338.

Mooney, H.A.; Bullock, S.H.; Medina, E. 1995. Introduction. In: **Seasonally Dry Tropical Forests**, ed. SH Bullock, HA Mooney, E Medina, pp. 1–8. Cambridge: Cambridge University Press.

Mosquera, H.Q.; Iburguen, R.R.; Palacios, Y.A.R. 2009. Mortalidad y reclutamiento de árboles em um bosque pluvial tropical de Chocó (Colombia). **Revista Facultad Nacional de Agronomia de Medellín** 61 (1): 4855-4868.

Mostacedo, B.; Putz, F.E.; Fredericksen, T.S.; Villca, A.; Palacios, T. 2009. Contributions of roots and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. **Forest Ecology and Management** 258: 978-985.

Murphy P.; Lugo, A.E. 1986. Ecology of tropical dry forest. **The Annual Review of Ecology Evolution and Systematics** 17: 67-88.

Murphy, H.T.; Bradford, M.G.; Dalongeville, A.; Ford, A.J.; Metcalfe, D.J. 2013. No evidence for long-term increases in biomass and stem density in the tropical rain forests of Australia. **Journal of Ecology** 101 (6): 1589-1597.

Murphy, H.T.; Metcalfe, D.J.; Bradford, M.G.; Ford, A.J. 2014. Community divergence in a tropical forest following a severe cyclone. **Austral Ecology** 39: 696-709.

Nascimento, A.R.T.; Araújo, G.M.; Felfili, J.M. 2009. Seasonally Dry Deciduous Forests: Diversity and Soil in arboreal communities. In: **International Commission on Tropical Biology and Natural Resources**, ed. Del Claro, K.; Oliveira, P.S.; Rico-Gray, V.; Barbosa, A.A.A.; Bonet, A.; Scarano, F.R.; Garzon, F.J.M.; Villarnovo, G.C.; Coelho, L.; Sampaio, M.V.; Quesada, M.; Morris, M.R.; Ramirez, N.; Marçal Junior, O.; Macedo, R.H.F.; Marquis, R.J.; Martins, R.P.; Rodrigues, S.C.; Luttge, U (eds). Eolss Publishers, Oxford, UK, disponível em: <http://www.eolss.net>

Nascimento, A.R.T.; Felfili, J.M.; Meirelles, E.M. 2004. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de Floresta Estacional Decidual de encosta, Monte Alegre, GO, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** 18 (3): 659-669.

Nepstad, D. C.; Tohver, I. M.; Ray, D.; Moutinho, P.; Cardinot, G. 2007. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an amazon forest. **Ecology** 88 (9): 2259-2269.

Niles, J.H.; Allen, M.F.; Santiago, L.S. 2010. Water relations of evergreen and drought-deciduous trees along a seasonally dry tropical forest chronosequence. **Oecologia** **164**: 881-890.

Norghauer, J.M.; Newbery, D.M. 2014. Herbivores differentially limit the seedling growth and sapling recruitment of two dominant rain forest trees. **Oecologia** **174**: 459-469.

Oliveira, A.P.; Schiavini, I.; Vale, V.S.; Lopes, S.F.; Arantes, C.S.; Gusson, A.G.; Prado Júnior, J.A.; Dias-Neto, O.C. 2014. Mortality, recruitment and growth of the tree communities in three forest formations at the Panga Ecological Station over ten years (1997-2007). **Acta Botanica Brasilica** **28 (2)**: 234-248.

Oliveira, E.C.L.; Felfili, J.M. 2005. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **19 (4)**: 801-811.

Oliveira, P.C.; Carvalho, C.J.R. 2008. Interações biofísicas em espécies arbóreas potencialmente acumuladoras de fósforo: diversidade de irradiância e de comportamento hídrico. **Acta Amazônica** **38 (3)**: 445-452.

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

Oliveira-Filho, A.T.; Scolforo, J.R. 2008. Inventário florestal de Minas Gerais: espécies arbóreas da flora nativa. Lavras, MG: UFLA, 619p.

Oliveria, A.P.; Felfili, J.M. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista Brasileira de Botânica** **31 (4)**: 597-610.

Olvera-Vargas, M.; Figueroa-Rangel, B.L.; J. Vázquez-López, J.M. 2015. Tree mortality and recruitment in heterogeneous stands of sub-tropical mixed-oak forests in west-central Mexico. **Interciencia** **40 (4)**: 223-240.

Paine, C.E.T.; Norden, N.; Chave, J.; Forget, P.M.; Fortunel, C.; Dexter, K.G.; Baraloto, C. 2014. Phylogenetic density dependence and environmental filtering predict seedling mortality in a tropical forest. **Ecology** **15 (1)**: 34-41.

Paiva, L.V.; Araújo, G.M. & Pe droni, F. 2007. 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** **30**: 365-673.

Pennington, R.T.; Lavin, M.; Oliveira-Filho, A. 2009. Woody plant diversity, evolution, and ecology in tropics: perspectives from seasonally dry forest. **The Annual Review Ecology, Evolution and Systematics** **40**: 437-457.

Pennington, T.R.; Darién, E.P; Pendry, A.C. 2000. Neotropical seasonally dry forests and quaternary vegetation change. **Journal of Biogeography** **27**: 261-273.

Pennington, T.R.; Lavin, M.; Prado, D.E.; Pendry, C.A.; Pell, S. 2004. Historical climate change and speciation: Neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both Tertiary and Quaternary diversification. **Philosophical**

Transactions of the Royal Society B 359: 515-538.

Pennington, T.R.; Ratter, A. J.; Lewis, P.G. 2006. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of neotropical savannas and seasonally dry forests. In: **Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Biodiversity, Biogeography and Conservation**. Boca Raton, Florida, p. 1-29.

Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Sawyer, S.A.; Vasquez, R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 91:** 2805-2809.

PPCerrado, 2014. **Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas no Cerrado**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 67p.

Prado, D. E.; Gibbs, P. E. 1993. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. **Annals of the Missouri Botanical Garden 80:** 902-927.

Prado, D.E. 2000. Seasonally Dry Forest of Tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. **Edinburgo Journal of Botany 57 (3):** 437-461.

Prado, D.E. 2003. As Caatingas da América do Sul. In: Leal, I.M.; Tabarelli, M.; Silva, J. Ecologia e Biogeografia da Caatinga. In: Tabarelli, M.; Silva, J.M.C. **Diagnóstico da Biodiversidade de Pernambuco**. Recife: Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, Massangana, p. 3-73.

Price, D.T.; Zimmermann, N.E.; Van der Meer, P.J.; Lexer, M.J.; Leadley, P.; Jorritsma, I.T.M.; Schaber, J.; Clark, D.F.; Lasch, P.; McNulty, S.; Wu, J.; Smith, B. 2001. Regeneration in gapmodels: priority issues for studying forest responses to climate change. **Climatic Change 51:** 475-508.

Quesada, M.; Herrerías-diego, Y.; Lobo, J.; Sánchez-Montoya, G.; Rosas, F.; Aguilar, R. 2013. Long-term effects of habitat fragmentation on mating patterns and gene flow of a tropical dry forest tree, *Ceiba aesculifolia* (Malvaceae: Bombacoideae). **American Journal of Botany 100 (6):** 1095-1101.

Quesada, M.; Stoner, K.E.; Lobo, J.A.; Herrerías-Diego, Y.; Palaciosguevara, C.; Murguía-Rosas, M.A.; Oseguera-Salazar, K.A. 2004. Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat pollinated bombacaceous trees. **Biotropica 36 (2):** 131-138.

Rey, A.; Guidolotti, G.; Liberati, D.; Medori, M.; Almagro, M.; Calfapietra, C.; Dato, G.; Angelis, P. 2013. Other hidden carbon sources from a Mediterranean shrubland: impact of long-term decreased precipitation and increased temperature. In: **Annals of International Conference of International Union of Forest Research Organization – IUFRO**, 112p.

Ribeiro, J.F.; Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma

Cerrado. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. Ribeiro, J.F. (eds), **Cerrado: Ecologia e Flora**. Embrapa Cerrados: Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, p. 408.

Ricklefs, R.E. 2003. **A economia da natureza**. University of Missouri, St. Louis, 5 ed. Copyright Editora Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro, 503 p.

Rodrigues, L.A.; Araújo, G.M. 1997. Levantamento florístico de uma mata decídua em Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 2 (2)**: 229-236.

Rowland, L.; Costa, A. C. L.; Galbraith, D. R.; Oliveira, R. S.; Binks, O. J.; Oliveira, A. A. R.; Pullen, A. M.; Doughty, C. E.; Metcalfe, D. B.; Vasconcelos, S. S.; Ferreira, L. V.; Malhi, Y.; Grace, J.; Mencuccini, M.; Meir, P. 2015. Death from drought in tropical forests is triggered by hydraulics not carbon starvation. **Nature 528**: 119-122.

Sagar, R.; Singh, J.S. 2005. Structure, diversity and regeneration of tropical dry deciduous forest of northern India. *Biodiversity and Conservation* 14: 935-959.

Sampaio, E.V.S.B. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: **Seasonally Dry Tropical Forests**, ed. SH Bullock, HA Mooney, E Medina, pp. 35-64. Cambridge: Cambridge University Press.

Schmitz, R.; Watslawick, L.F.; Andrade, J.M.; Janiski, A. 2013. Climate change and diameter increment of *Zanthoxylum rhoifolium* Lam (Mamica-de-Cadela) e *Sebastiania commersoniana* (Baill.) LB Sm & Downs (Branquilha) in a remaining of *Araucaria Alluvial Forest*. In: **Annals of International Conference of International Union of Forest Research Organization – IUFRO**, 112p.

Schuster, R.; Oberhuber, W. 2013. Age-dependent climate–growth relationships and regeneration of *Picea abies* in a drought-prone mixed-coniferous forest in the Alps. **Canadian Journal Forest Research 43**: 609-618.

Sheil, D.; Burslem, D.; Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality-rate measures. **Journal of Ecology 83**: (3) 331-333.

Sheil, D.; May, R.M. 1996. Mortality and Recruitment Rate Evaluations in Heterogeneous Tropical Forests. **Journal of Ecology 84 (1)**: 91-100.

Sicard, P.; De Marco, A.; Vas, N.; Dalstein-Richier, L.; Hoshika, Y.; Paoletti, E. 2013. Exposure-based and flux-based criteria translated in real world Mediterranean forest impacts. In: **Annals of International Conference of International Union of Forest Research Organization – IUFRO**, 112p.

Silva, L.C.; Clemente, L.H.; Vieira, M.C.; Nascimento, A.R.T. 2014. Regeneração natural da comunidade arbórea em um remanescente de Floresta Estacional Decidual, Uberlândia - MG. **Biota 2(5)**: 4-22.

Silva, M.R.; Araújo, G.M. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 23**: 49-56.

Silva, P. P. F. Regeneração natural e relações ambientais em um remanescente de floresta estacional decidual no Parque Estadual do Pau Furado, Uberlândia, MG, 2011. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de Uberlândia Disponível em: <http://repositorio.ufu.br/bitstream>

/123456789/2362/1/RegeneracaoNaturalRelacoes.pdf.

Siqueira, A.S.; Araújo, G.M.; Schiavini, I. 2009. Estrutura do componente arbóreo e características edáficas de dois fragmentos de floresta estacional decidual no vale do rio Araguari, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **23 (1)**: 10-21.

Skoglung, J. 1992. The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. **Journal of Vegetation Science** **3 (3)**: 357-360.

Snell, R.S. 2014. Simulating long-distance seed dispersal in a dynamic vegetation model. **Global Ecology and Biogeography** **23 (1)**: 89-100.

Söber, A.; Söber, J.; Tullus, A.; Kupper, P. 2013. Effect of air humidity on tree growth is modified by other stress. In: **Annals of International Conference of International Union of Forest Research Organization – IUFRO**, 112p.

Souza, J.P.; Araújo, G.M.; Haridasan, M. 2007. Influence of soil fertility on the distribution of tree species in a deciduous forest in the Triângulo Mineiro region of Brazil. **Plant Ecology** **191**: 253-263.

Stoner, K.E.; Sanchez-Azofeifa, G.A. 2009. Ecology and regeneration of tropical dry forests in the Americas: Implications for management. **Forest Ecology and Management** **258**: 903-906.

Suresh, H.S.; Sukumar, D.R. 2010. Relationship between annual rainfall and tree mortality in a tropical dry forest: results of a 10-year study at Mudumalai, southern India. **Forest Ecology Management** **259**: 762-769.

Swaine, M.D.; Lieberman, D.; Hall, J.B. 1990. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. **Vegetatio** **88**: 31-51.

Vale, V.S.; Araújo, G.M.; Schiavini, I.; Prado Junior, J.A.; Gusson, A.E. 2014. Dams consequences to the woody regeneration layer of dry forests. **Natureza on line** **12 (1)**: 19-27.

Vale, V.S.; Schiavini, I.; Araújo, G.M.; Gusson, A.E.; Lopes, S.F.; Oliveira, A.P.; Prado Junior, J.A.; Arantes, C.S.; Dias-Neto, O.C. 2015. Effects of reduced water flow in a riparian forest community: a conservation approach. **Journal of Tropical Forest Science** **27 (1)**: 13-14.

Vale, V.S.; Schiavini, I.; Araújo, G.M.; Gusson, A.E.; Lopes, S.F.; Oliveira, A.P.; Prado-Júnior, J.A.; Arantes, C.S.; Dias-Neto, O.C. 2013. Fast change in seasonal forest communities due to soil moisture increase after damming. **International Journal of Tropical Biology** **61 (4)**: 1901-1917.

Veenendaal, E.M.; Swaine, M.D.; Agyeman, V.K.; Blay, D.; Abebrese, I.K.; Mullins, C.E. 1995. Differences in Plant and Soil Water Relations in and Around a Forest Gap in West Africa during the Dry Season may Influence Seedling Establishment and Survival. **Journal of Ecology** **84(1)**: 83-90

Velázquez, E.; Kazmierczak, M.; Wiegand, T. 2016. Spatial patterns of sapling mortality in a moist tropical forest: consistency with total density-dependent effects. **Oikos** **125 (6)**: 872-882.

Velho, N.; Isvara, K.; Datta, K. 2012. Rodent seed predation: effects on seed survival, recruitment, abundance, and dispersion of bird-dispersed tropical

trees. **Oecologia 169**: 995-1004.

Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Venkateswaran, R.; Parthasarathy, N. 2005. Tree population changes in a tropical dry evergreen forest of south India over a decade (1992–2002). **Biodiversity and Conservation 14**: 1335-1344.

Verma, S.; Jayakuma, S. 2015. Post-fire regeneration dynamics of tree species in a tropical dry deciduous forest, Western Ghats, India. **Forest Ecology and Management 341**: 75–82

Vieira, D.L.M.; Scariot, A. 2006. Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration. *Restoration Ecology* 14 (1): 11-20.

Vieira, D.L.M.; Scariot, A. 2008. Effects of logging, liana tangles and pasture on seed fate of dry forest tree species in Central Brazil. **Forest Ecology and Management 230**: 197-205.

Volpato, M.M.L. 1994. Regeneração Natural em uma floresta secundária no domínio de Mata Atlântica: uma análise fitossociológica. **Dissertação** (Mestrado em Ciência Florestal) Universidade Federal de Viçosa, 123 p.

Werneck F. P.; Colli G. R. 2006. The lizard assemblage from Seasonally Dry Tropical Forest enclaves in the Cerrado biome, Brazil, and its association with the Pleistocenic Arc. **Journal of Biogeography 33**: 1983-1992.

Werneck F. P.; Colli G. R.; Vitt L.J. 2009. Determinants of assemblage structure in Neotropical dry forest lizards. **Austral Ecology 34**: 97-115.

Werneck, M.D. & Franceschinelli, E.V. 2004. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology 174**: 337-346.

Whittaker, R.H. 1975. Communities and Ecosystems. In: **Ricklefs, 2003**. Economia da Natureza. Rio de Janeiro. Pp 98.

Williams-Linera, G.; Lorea, F. 2009. Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. **Biodiversity and Conservation 18 (12)**: 3269-3293.

Wood, T.E.; Silver, W.L. 2012. Strong spatial variability in trace gas dynamics following experimental drought in a humid tropical forest. **Global Biogeochemical Cycles 26 (3)**: n/a-n/a

Wright, I.J.; Reich, P.B.; Westoby, M.; Ackerly, D.D.; Baruch, Z.; Bongers, F.; Cavender-Bares, J.; Chapin, T.; Cornelissen, J.H.C.; Diemer, M.; Flexas, J.; Garnier, E.; Groom, P.K.; Gulias, J.; Hikosaka, K.; Lamont, B.B.; Lee, T.; Lee, W.; Lusk, C.; Midgley, C.J.; Navas, M.L.; Niinemets, U.; Oleksyn, J.; Osada, N.; Poorter, H.; Poot, P.; Prior, L.; Pyankov, V.I.; Roumet, C.; Thomas, S.C.; Tjoelker, M.G.; Veneklaas, E.J.; Villar, R. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. **Nature 428**: 821-827.

Wright, S.J.; Machado, L.; Mulkey, S.S.; Smith, A.P. 1992. Drought acclimation among tropical forest shrubs (Psychotria, Rubiaceae). **Oecologia 89**: 457-463.

Wujeska, A.; Bossiger, G.; Tausz, M. 2013. Meta-analytical assessment of

foliar antioxidative and photoprotective defense system responses in trees and shrubs under drought stress. In: **Annals of International Conference of International Union of Forest Research Organization – IUFRO**, 112p.

Zhu, K.; Woodall, C.W.; Monteiro, J.V.D.; Clark, J.S. 2015. Prevalence and strength of density-dependent tree recruitment. **Ecology** **96 (9)**: 2319-2327.