



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA
AMBIENTAL

**FITOECOLOGIA E AVALIAÇÃO DE TÉCNICAS DE
RESTAURAÇÃO NA TRANSIÇÃO SAVANA-FLORESTA DECIDUAL
SOBRE GRADIENTE TOPOGRÁFICO NA SERRA DA BODOQUENA**

DOURADOS – MS

2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS

Faculdade de Ciências Exatas e Tecnologia

CARMEN BEATRIZ REISS ZAVALA

**FITOECOLOGIA E AVALIAÇÃO DE TÉCNICAS DE
RESTAURAÇÃO NA TRANSIÇÃO SAVANA-FLORESTA DECIDUAL
SOBRE GRADIENTE TOPOGRÁFICO NA SERRA DA BODOQUENA**

Tese apresentada ao PPG Ciência e
Tecnologia Ambiental/ UFGD como requisito
para obtenção do título de Doutora em Ciência e
Tecnologia Ambiental. Área de concentração:
Ciência Ambiental.

ORIENTAÇÃO: DR.^a ZEFA VALDIVINA PEREIRA

DOURADOS – MS

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

Zavala, Carmen Beatriz Reiss.

Fitoecologia e avaliação de técnicas de restauração na transição savana-floresta decidual sobre gradiente topográfico na Serra da Bodoquena. / Carmen Beatriz Reiss Zavala. – Dourados, MS: UFGD, 2020.
68f.: il.; 30 cm.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Zefa Valdivina Pereira

Tese (Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal da Grande Dourados.

1. Restauração ecológica. 2. Diversidade florística. 3. Fitossociologia. 4. Interação inseto-planta. 5. Floresta tropical decidual. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

©Direitos reservados. Permitida a reprodução parcial desde que citada a fonte.

Termo de Aprovação

Após apresentação, arguição e apreciação pela banca examinadora, foi emitido o parecer APROVADO, para a tese intitulada: **“Fitoecologia e avaliação de técnicas de restauração na transição savana-floresta decidual sobre gradiente topográfico na Serra da Bodoquena”**, de autoria de **Carmen Beatriz Reiss Zavala**, apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Grande Dourados.



Prof.^a Dr.^a Zefa Valdivina Pereira- (Participação Remota Síncrona)
Presidente da banca examinadora



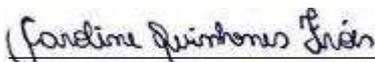
Prof.^a Dra. Shaline Séfara Lopes Fernandes- (Participação Remota Síncrona)
Membro Examinador (UEMS)



Prof.^a Dra. Andréia Sangalli- (Participação Remota Síncrona)
Membro Examinador (UFGD)



Prof. Dr. Sandro Menezes Silva - (Participação Remota Síncrona)
Membro Examinador (UFGD)



Prof.^a Dra. Caroline Quinhones Fróes - (Participação Remota Síncrona)
Membro Examinador (UFGD)

Dourados/ MS, 01 de Abril de 2020.

Dedico à minha querida orientadora Zefa e a todos
que me ajudaram no decorrer da pesquisa.

AGRADECIMENTOS

Primeiro, quero agradecer às pessoas que me incentivaram, apoiaram e lutaram junto comigo para efetuar este trabalho, do início ao fim, em especial minha orientadora Zefa, que aliás é uma pessoa para lá de especial e que põe a “*mão na massa*”, sem frescura, vai com o orientado para o campo e trabalha mesmo, e num ritmo difícil de acompanhar (obs.: Quase morri tentando!... Mas sobrevivi). Aliás, a família toda é muito querida e hospitaleira, muito obrigada pela acolhida e por tudo!

Neste trabalho foram necessárias várias ajudas, de pessoas e entidades parceiras, sem as quais não teríamos chegado até aqui, são elas:

- O PPG Ciência e Tecnologia Ambiental/ UFGD: aos seus coordenadores e professores que propiciaram a mim, e a tantos outros, um aprofundamento no mundo da ciência e da qualificação acadêmica e profissional que nos prepara para atender de forma especializada às necessidades do nosso ambiente e da sociedade.

- A equipe do ICMBio: Sandro, Nayara e Fernando, que gentilmente nos atenderam todas as vezes em que os procuramos, nos deram carona sempre que possível e indicaram a área para restauração; a toda a brigada de incêndio que passou por lá de 2017 a 2018 e que nos ajudaram na limpeza da área e no plantio de adubos verdes: muito obrigada!

- Gilberto Lobtchenko, Josimo Bazanella e meu esposo Valquer Zavala, que estiveram em quase todas as idas à campo, e para os quais, no final, precisei dar a “*carta de alforria*” (rs)! Obrigada pela grande ajuda de todos vocês!

- Na fitossociologia e na restauração mais gente esteve na lida: Júnior, Patricia Santos, Liliane Mello, Franciele Nogueira, Paula Antunes, Ana Caroliny, Cleide Brachtvogel (que ajudou por muitas vezes), obrigada pessoal, vocês foram essenciais para que a pesquisa acontecesse!

- Os que nos auxiliaram na identificação das espécies: Dr. Rubens Pirani, Dr. Sandro Menezes Silva e Dr.^a Shaline Séfara Lopes Fernandes, agradeço por compartilharem seu conhecimento conosco!

- Um agradecimento especial - acompanhado de pedido de desculpas pelo sofrimento causado e que não pude evitar - para os cinco parceiros, guerreiros e super-heróis, que tornaram possível o que parecia impossível: instalar o experimento de restauração sem ajuda de nenhum maquinário ou qualquer coisa que pudesse facilitar o trabalho, estes são vocês: Zefa,

Lobtchenko, Josimo, Valquer e Patricia Rockefeller. Apenas nós sabemos o quanto foi difícil, fomos além dos nossos limites para concluir tudo no prazo. Meu muito, muito, muito obrigada!

- Agradeço a todos os que compuseram as bancas de qualificação e defesa: Dr.^a Andréia Sangalli, Dr.^a Shaline Séfara Lopes Fernandes, Dr. Cezes mundo Ferreira Gomes, Dr.^a Caroline Quinhones Fróes, Dr. Sandro Menezes Silva e minha orientadora Dr.^a Zefa Valdivina Pereira. Obrigada pelas valiosas contribuições!

- Agradeço à minha família: meus pais Dulci e Neldo, meus filhos Laís, Valquer e Bárbara, meus netos Theo e Tom, e o marido e amor da minha Valquer. Vocês, além de ajudarem, cada um à sua maneira, ainda me auxiliaram nos momentos em que precisei repor as energias e renovar as forças para continuar. Obrigada por vocês existirem e estarem ao meu lado sempre!

Creio que nada acontece sem que Deus assim o permita, aqui estou graças à Ele, e também neste capítulo da minha vida, mesmo quando as coisas pareciam não dar certo, o Senhor esteve comigo me mostrando que ainda não era o fim, e que eu poderia ir além. Obrigada Deus por todo cuidado comigo e com as pessoas que fizeram parte desta trajetória! Junto Contigo continuo minha jornada de vida, em nome de Jesus, nosso querido Salvador, sempre agradeço: Obrigada meu Deus!

“Pessoas nascem, pessoas morrem, mas o mundo continua sempre o mesmo. O sol continua a nascer, e a se pôr, e volta ao seu lugar para começar tudo outra vez. Todos os rios correm para o mar, porém o mar não fica cheio. A água volta para onde nascem os rios, e tudo começa outra vez.”

Eclesiastes 1.4-7

RESUMO

ZAVALA, C. B. R. Fitoecologia e avaliação de técnicas de restauração na transição savana-floresta decidual sobre gradiente topográfico na Serra da Bodoquena. Tese de doutorado. PPG Ciência e Tecnologia Ambiental, UFGD, 136 p., 2020.

As florestas tropicais deciduais brasileiras estão restritas a fragmentos cada vez menores, ameaçadas por atividades antrópicas, e muitas das suas peculiaridades são ainda pouco conhecidas. Na borda oeste do limite legal entre o Cerrado e o Pantanal Sul-matogrossense, o Parque Nacional da Serra da Bodoquena protege uma área de 77.021,58 ha distribuída em dois fragmentos alongados no sentido norte-sul e, deste total, 91% correspondem ao tipo Floresta Estacional Decidual Submontana, havendo conexão das bordas florestais com as savanas (Cerrado). O substrato de rochas calcárias ocorre em grande parte do terreno, principalmente nas elevações topográficas, entre 300 m e 800 m de altitude. Todas estas características tornam esta vegetação ainda mais especial, e, para esta região, isso implica em grande relevância ecológica, social e econômica. Dentro do PARNA, a área conhecida como “sumidouro” ou “cabeceira” do rio Perdido possui áreas com pastagens de braquiária, abandonadas após a implementação da proteção legal, e têm apresentado resiliência insuficiente para que ocorra regeneração natural, necessitando de intervenção para a restauração ecológica. Esta tese foi proposta com os objetivos de conhecer a composição e a estrutura da comunidade arbustivo-arbórea desta floresta decidual sobre gradiente altitudinal de relevo cárstico, levantando suas características ecológicas, e avaliar duas técnicas de restauração de baixo custo sobre esta pastagem, visando atender às necessidades da região. As pesquisas geraram três artigos, que estão assim organizados para melhor sistematização das informações e do conhecimento aqui produzido. Os dados brutos passaram por tratamentos estatísticos, uni e multivariados, para testar nossas hipóteses de trabalho. No primeiro artigo, levantou-se e avaliou-se a composição, a estrutura e a diversidade do componente arbustivo-arbóreo de uma parcela de 1,02 ha desta floresta, seguindo o gradiente altitudinal. Para compreender os efeitos da topografia sobre a vegetação, três posições no relevo foram amostradas, sendo uma na parte mais alta (topo), uma intermediária (encosta) e outra na parte baixa (base). Como resultado, na área total foram amostrados 2.385 indivíduos pertencentes a 70 espécies, 49 gêneros e 29 famílias. A densidade foi crescente em direção à parte baixa do relevo. A diversidade e a equabilidade foram maiores no topo, seguido da base. Os diâmetros se concentraram na primeira classe, até 13,1 cm, e a média de alturas foi de 5,25 m, com predomínio de sub-bosque. Algumas espécies amostradas ainda não possuíam registro para a região. A análise exploratória de ordenação revelou maior distância das parcelas e espécies do topo do morro em relação às parcelas e espécies das duas áreas de encosta. Verificou-se, nesta etapa, que a topografia influenciou a heterogeneidade florístico-estrutural observada. No segundo artigo, foi acompanhada a dinâmica de emergências no banco de sementes em canteiros com e sem transposição de topsoil da floresta amostrada, seguindo com as mesmas três posições topográficas, sob duas graduações de sombreamento e o pleno sol. Na área total, foram observados e identificados 1877 indivíduos de 82 espécies e 45 famílias. A posição topográfica foi geradora de grande heterogeneidade florística mesmo sendo as áreas muito próximas, com similaridade de apenas 20% da base com as demais áreas. A diversidade foi elevada em todas as faixas topográficas, com H' 3,45 e J' 0,78 na área total. O número de recrutamentos foi maior na encosta. O sombreamento, principalmente no nível de

50%, influenciou positivamente a abundância e a riqueza de espécies em todas as áreas. A adição de topsoil permitiu incremento de 68,3% de espécies, comparativamente ao banco do solo presente na pastagem, e foi responsável por 89% da abundância de plântulas. Houve heterogeneidade ecológica ao longo do gradiente, e no total predominaram as espécies arbustivo/arbóreas (67,3%), pioneiras (58,6%) e zoocóricas (53,9%). A técnica de transposição de topsoil se mostrou promissora para a restauração de floresta sobre pastagem de gramínea braquiária, principalmente se for associada ao sombreamento e se forem respeitadas as características das espécies quanto às suas exigências ambientais. No terceiro artigo foi avaliado o potencial de uso de 15 espécies arbóreas, da transição savana-floresta decidual, na semeadura direta, e as consequências das interações entre variáveis abióticas (topografia, sombreamento, *topsoil* e tempo de observação) e bióticas (potencial de emergência e estabelecimento de plantas) em seis tratamentos, sob três posições no relevo. Adicionalmente, foram analisados os efeitos da precipitação e da herbivoria sobre a dinâmica. Para o plantio em linhas foram utilizadas 720 sementes de cada espécie. As taxas de emergência variaram de 0,5% a 50,5%, e a mortalidade total ao final da avaliação foi de 45%. O tempo de observação e o sombreamento influenciaram a emergência, porém o acréscimo de *topsoil* nos canteiros não apresentou resultados importantes nesta etapa do desenvolvimento. A precipitação teve correlação positiva com a emergência, enquanto a mortalidade teve correlação positiva com a herbivoria. As espécies tiveram comportamentos variados frente aos tratamentos, mas com semelhanças intra-taxonômicas. A topografia não afetou significativamente a composição e abundância do conjunto de espécies analisadas. Preferências ambientais e herbivoria serviram de filtros ecológicos para a comunidade resultante. Os resultados deste trabalho reforçam a premissa de elevada variação na biodiversidade de florestas e savanas tropicais como consequência dos fatores que as afetam. A restauração ecológica aliada ao conhecimento da biodiversidade é instrumento importante e necessário para restabelecer os processos ecológicos de áreas perturbadas, pois auxilia na retomada dos serviços ecossistêmicos e, posteriormente, na conservação e manutenção do equilíbrio ambiental, beneficiando, inclusive, as atividades produtivas humanas.

Palavras-chave: Parque Nacional da Serra da Bodoquena, floresta decídua, transição savana-floresta tropical, fitossociologia, restauração ecológica, gradiente ambiental, topografia, semeadura direta, transposição de topsoil.

ABSTRACT

ZAVALA, C. B. R. Phytoecology and assessment of restoration techniques in the transition from savannah to deciduous forest on topographic gradient in the Serra da Bodoquena. Doctoral thesis. Post-graduate Program in Environmental Science and Technology (PPG Ciência e Tecnologia Ambiental), Federal University of Grande Dourados (UFGD), 136 p., 2020.

The Brazilian deciduous tropical forests are restricted to increasingly smaller fragments, threatened by human activities, and many of their peculiarities are still little known. On the western border of the legal boundary between the Cerrado and the Pantanal, the Serra da Bodoquena National Park (PARNA) protects an area of 77,021.58 ha distributed in two elongated fragments in the north-south direction and, of this total, 91% corresponds to the Submontane Deciduous Seasonal Forest type, with a connection between the forest edges and the savannas (Cerrado). The substrate of limestone rocks occurs in a large part of the terrain, especially in the topographic elevations, between 300 m and 800 m altitude. All these characteristics make this vegetation even more special, and, for this region, this implies great ecological, social, and economic relevance. Within the PARNA, the area known as "sink" or "headwaters" of the Perdido River has areas with brachiaria pastures, abandoned after the implementation of legal protection, and have shown insufficient resilience for natural regeneration to occur, requiring intervention for ecological restoration. This thesis was proposed with the objectives of knowing the composition and structure of the shrub and tree community of this deciduous forest on an altitudinal gradient of karst relief, surveying its ecological characteristics, and evaluating two low-cost restoration techniques on this pasture, aiming to meet the needs of the region. The research generated three articles, which are organized as follows for better systematization of the information and knowledge produced here. The raw data underwent statistical treatments, uni and multivariate, to test our hypotheses. In the first paper, the composition, structure, and diversity of the shrub-woody component of a 1.02 ha plot of this forest was surveyed and evaluated, following the altitudinal gradient. To understand the effects of topography on the vegetation, three positions on the relief were sampled, one in the highest part (top), one in the intermediate part (slope), and another in the lower part (base). As a result, in the total area 2,385 individuals belonging to 70 species, 49 genera and 29 families were sampled. Density increased towards the lower part of the slope. Diversity and equability were higher at the top, followed by the bottom. Diameters were concentrated in the first class, up to 13.1 cm, and the average height was 5.25 m, with a predominance of understory. Some species sampled had not yet been recorded for the region. The exploratory ordination analysis revealed greater distance of the hilltop plots and species compared to the plots and species of the two hillside areas. It was verified at this stage that topography influenced the observed floristic-structural heterogeneity. In the second paper, we followed the dynamics of emergences in the seed bank in beds with and without topsoil transposition of the sampled forest, following the same three topographic positions, under two degrees of shading and full sun. In the total area, 1877 individuals of 82 species and 45 families were observed and identified. The topographic position generated great floristic heterogeneity even though the areas were very close, with similarity of only 20% of the base with the other areas. Diversity was high in all topographic ranges, with H' 3.45 and J' 0.78 in the total area. The number of recruitments was higher on the slope. Shading, especially at the 50% level,

positively influenced abundance and species richness in all areas. The addition of topsoil allowed for a 68.3% increase in species, compared to the soil bank present in the pasture, and was responsible for 89% of seedling abundance. There was ecological heterogeneity along the gradient, and shrub/ tree (67.3%), pioneer (58.6%) and zoochoric (53.9%) species predominated overall. The technique of topsoil transposition showed promise for forest restoration over brachiaria grass pasture, especially if associated with shading and if the characteristics of the species are respected as to their environmental requirements. The third paper evaluated the potential use of 15 tree species from the savanna-deciduous forest transition in direct seeding and the consequences of interactions between abiotic (topography, shading, topsoil and observation time) and biotic (potential for plant emergence and establishment) variables in six treatments, under three positions on the relief. Additionally, the effects of precipitation and herbivory on the dynamics were analyzed. For planting in rows, 720 seeds of each species were used. Emergence rates ranged from 0.5% to 50.5%, and total mortality at the end of the evaluation was 45%. Observation time and shading influenced emergence, but the addition of topsoil in the beds did not show important results at this stage of development. Precipitation had a positive correlation with emergence, while mortality had a positive correlation with herbivory. The species had varied behavior in front of the treatments, but with intra-taxonomic similarities. Topography did not significantly affect the composition and abundance of the set of species analyzed. Environmental preferences and herbivory served as ecological filters for the resulting community. The results of this work reinforce the premise of high variation in the biodiversity of tropical forests and savannas as a consequence of the factors that affect them. Ecological restoration associated with the knowledge of biodiversity is an important and necessary tool to reestablish the ecological processes of disturbed areas, because it assists in the resumption of ecosystem services and, subsequently, in the conservation and maintenance of environmental balance, benefiting, including, human productive activities.

Keywords: Serra da Bodoquena National Park, deciduous forest, transition savanna-tropical forest, phytosociology, ecological restoration, environmental gradient, topography, direct seeding, topsoil transposition.

LISTA DE FIGURAS

Seção 1 – Introdução geral

Figura 1. Contexto tectônico da Faixa Paraguai na área de estudo.....	18
Figura 2. Imagem Landsat do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Bonito – MS, e aproximação da área de estudo no sumidouro do rio Perdido.....	26
Figura 3. Área ocupada por remanescente florestal e matriz de pastagem no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, cabeceira do rio Perdido, em hectares, de abril de 1984 a maio de 2013.....	27

Seção 2 - Artigo 1

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, MS, Brasil.....	48
Figura 2. Curva de rarefação espécie-área por posição topográfica.	51
Figura 3. Distribuição dos indivíduos amostrados por classes de diâmetro em todo o gradiente topográfico de floresta decidual no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Brasil.	52
Figura 4. Distribuição dos indivíduos amostrados por classes de diâmetro em cada faixa altitudinal de floresta decidual no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Brasil.	53
Figura 5. Distribuição dos indivíduos amostrados por classes de altura em todo o gradiente topográfico de floresta decidual no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Brasil.	54
Figura 6. Distribuição dos indivíduos amostrados por classes de altura em três faixas topográficas.	54
Figura 7. Representação das 16 famílias de maior VI, demonstrando a riqueza e a abundância relativas na área total.....	59
Figura 8. Diagrama de ordenação NMDS das espécies ocorrentes na floresta decidual do PNSB, com amostras distribuídas em três faixas altitudinais.	60

Seção 3 - Artigo 2

Figura 1. Temperaturas médias e precipitação durante a implantação e avaliação do experimento, no período de dezembro de 2017 a abril de 2018..	72
Figura 2. Ilustração de etapas do experimento: a) inclusão do topsoil homogeneizado no gabarito de madeira; b) topsoil depositado no canteiro sob tela de sombreamento suspensa; c) visão geral do bloco experimental instalado na base do morro..	73

Figura 3. Total de emergências nos canteiros experimentais sob seis tratamentos no Parque Nacional da Serra da Bodoquena..	75
Figura 4. Diagrama de ordenação de 82 espécies recrutadas no banco do solo de três áreas de um gradiente topográfico de floresta estacional decidual.	78
Figura 5. Similaridade entre três bancos de plântulas sob seis tratamentos de uma toposequência de floresta estacional decidual.	79

Seção 4 - Artigo 3

Figura 1. Precipitação durante a implantação e avaliação do experimento, no período de dezembro de 2017 a abril de 2018, com valores absolutos para cada ciclo de coleta de dados.	93
Figura 2. Temperaturas no período de avaliação do experimento (média, média das mínimas e média das máximas) de dezembro de 2017 a abril de 2018.	93
Figura 3. Número de plântulas emergidas no período de avaliação na área total e nas faixas topográficas	97
Figura 4. Emergência acumulada (a) e mortalidade acumulada (b) dos seis tratamentos nas três topografias em 110 dias de avaliação	97
Figura 5. Emergências por tratamento e por área.	98
Figura 6. Percentual de mortalidade por tratamento e por área.	98
Figura 7. Diagrama de ordenação de 15 espécies testadas na semeadura direta em três faixas topográficas.	99
Figura 8. Mortalidade pós herbivoria, mortalidade de causas não observadas (outras) e sobreviventes no total de indivíduos emergentes por faixa topográfica e área total.	101
Figura 9. Precipitação e o número de indivíduos emergidos, mortos e predados.	102

LISTA DE TABELAS

Seção 1 – Introdução geral

Tabela 1. Classificação das áreas naturais de vegetação arbórea nativa da Serra da Bodoquena – MS, pelo método da distância euclidiana.....	22
---	----

Seção 2 – Artigo 1

Tabela 1. Dados fitossociológicos do componente arbustivo-arbóreo de floresta decidual sobre morro no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Bonito – MS, Brasil.	50
Tabela 2. Estimadores de diversidade aplicados à amostragem fitossociológica de floresta decidual no PNSB.	51
Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos das espécies inventariadas em Floresta Estacional Decidual, no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Bonito – MS.	55

Seção 3 – Artigo 2

Tabela 1. Abundância e características ecológicas das espécies do banco de plântulas na transposição de solo de floresta estacional decidual em gradiente topográfico.	75
Tabela 2. Dados das plântulas emergidas do banco do solo na transposição de topsoil e solo de pastagem em área de floresta estacional decidual sobre gradiente topográfico.	78
Tabela 3. Espécies de maior ocorrência e a distribuição de indivíduos por tratamento.	80
Tabela 4. Abundância de indivíduos por grupo ecológico e tratamento.	80
Tabela 5. Valores da correlação estatística linear r de Pearson para os tratamentos aplicados.	81

Seção 4 – Artigo 3

Tabela 1. Espécies testadas em semeadura direta no Parque Nacional da Serra da Bodoquena.	94
Tabela 2. Valores máximos referência dos índices de performance (PE) por categoria.....	96
Tabela 3. Número total de indivíduos emergidos e mortos, e índice de performance das espécies na semeadura direta sob diferentes tratamentos e áreas.....	100

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	18
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	21
2.1. Contexto socioeconômico e ambiental	21
2.1.1. Turismo	21
2.1.2. Vegetação.....	22
2.1.3. Solo, relevo, geologia.....	22
2.1.4. Parque Nacional da Serra da Bodoquena	24
2.1.5. Características da área de estudo.....	25
2.1.5.1. Histórico de restauração ambiental	27
2.1.5.2. Escolha dos métodos	31
3. REFERÊNCIAS	34
4. PREMISSAS, PERGUNTAS E HIPÓTESES	41
4.1. Premissas	41
4.2. Perguntas.....	41
4.3. Hipóteses.....	42
5. OBJETIVOS.....	42
5.1. Geral.....	42
5.2. Específicos	42
ARTIGO 1 - Heterogeneidade florístico-estrutural de floresta tropical decídua sobre gradiente topográfico de afloramento calcário	44
Resumo:	45
1. INTRODUÇÃO.....	46
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	47
2.1. Área de estudo	47
2.2. Amostragem.....	48
2.3. Análise dos dados	49
2.3. Análise Multivariada.....	49
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
4. CONCLUSÕES	61
5. REFERÊNCIAS	62
ARTIGO 2 - Efeitos do sombreamento e da topografia no desenvolvimento inicial de espécies presentes no <i>topsoil</i> de Floresta Estacional Decidual	68

Resumo:	69
1. INTRODUÇÃO.....	70
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	71
2.1. Área de estudo	71
2.2. Transposição de solo e delineamento experimental	72
2.3. Análise estatística	74
3. RESULTADOS	75
4. DISCUSSÃO.....	81
5. CONCLUSÕES	85
6. REFERÊNCIAS	85
ARTIGO 3 - Filtros ecológicos na dinâmica inicial de semeadura direta com espécies arbóreas da transição savana-floresta decidual.....	89
Resumo	90
1. INTRODUÇÃO.....	91
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	92
2.1. Área de estudo	92
2.2. Condução do experimento e tratamentos.....	94
2.3. Análise estatística	96
3. RESULTADOS	97
4. DISCUSSÃO	103
5. CONCLUSÕES.....	107
6. REFERÊNCIAS	108
CONCLUSÕES GERAIS	114
ANEXOS.....	117
I - PERCEPÇÕES E INFORMAÇÕES PARA A GESTÃO DO PARNA SERRA DA BODOQUENA	117
II – IMAGENS DE ESPÉCIES IMPORTANTES NA FITOSSOCIOLOGIA.....	119
III – IMAGENS DAS ESPÉCIES PLANTADAS	124
IV - IMAGENS DA ÁREA EXPERIMENTAL	128

1. INTRODUÇÃO GERAL

Historicamente, o sistema de produção e consumo das sociedades humanas vem acarretando o esgotamento dos recursos naturais e o decaimento da qualidade ambiental, e, nas últimas décadas, têm-se buscado alterar a percepção das pessoas sobre a temática ambiental, a fim de que novos meios de produção e hábitos de consumo mais sustentáveis permeiem o estilo de vida das populações (MCCLELLAN; DORN, 2015; POTT; ESTRELA, 2017).

As preocupações decorrentes da atual falta de condições para a sustentabilidade ambiental do planeta – tão necessária para manutenção da vida – tem levado pessoas, organizações e governos a uma busca por soluções pautada em ciência e tecnologia, alavancada pela tecnologia da informação (MANSELL; WEHN, 1998; NICOLACI-DA-COSTA, 2002; BRASIL, 2016). Os recursos tecnológicos existentes e as possibilidades dentro da inovação são esperanças de melhoria na qualidade de vida, ou mesmo de sobrevivência das espécies, principalmente quando se considera o contexto de escassez de recursos e alterações climáticas (MANSELL; WEHN, 1998; POTT; ESTRELA, 2017).

Neste sentido, a Ecologia Vegetal, como ciência, tem tratado das informações sobre a vegetação da superfície do planeta e sua ligação direta com as questões ecossistêmicas, que engloba a base da produtividade orgânica nas teias tróficas, as quais sustentam toda a biosfera, e tem relação direta com a dinâmica climática do meio (RICKLEFS; RELEYA, 2014; MELONI et al., 2019).

Os desequilíbrios ecológicos causados por desmatamentos têm levado a perdas irreversíveis para a biodiversidade, com extinções em nível local e global (PIMM; RAVEN, 2000), e também para o setor de produção agrossilvipastoril, pela conseqüente perda de serviços ecossistêmicos (PARRON et al., 2019). Muitos esforços da comunidade acadêmica e popular estão ocorrendo no sentido de restaurar e/ou recuperar parte das comunidades vegetais suprimidas, mas estamos longe de contrabalancear as perdas, e é necessário o aprimoramento de métodos, técnicas e tecnologias para tornar mais efetivo este trabalho (RODRIGUES et al., 2009).

Nos ecossistemas terrestres, a vegetação tem papel fundamental na manutenção do equilíbrio entre componentes bióticos e abióticos, inclusive servindo como indicador das condições ecológicas e do estado de conservação de um ambiente natural. Dessa forma, é possível perceber a ocorrência de perturbações acompanhando a dinâmica apresentada pela

vegetação, sendo a cobertura vegetal um indicador eficiente das mudanças do regime ecológico (GARDNER et al., 2009; MELONI et al., 2019).

O bioma Cerrado, que ocupa 22% do território nacional, vem sofrendo pressões antrópicas e atualmente possui apenas 55% de fragmentos remanescentes naturais, e as áreas alteradas tem 30% do espaço ocupado por pastagens e 8,5% por agricultura. O Estado de Mato Grosso do Sul tem o segundo menor nível de cobertura de vegetação natural, restando apenas 31% da área original do Cerrado (MMA, 2015). O amplo conhecimento de seu conjunto florístico é um importante subsídio para o planejamento e implementação de áreas representativas, que devem ser priorizadas para conservação e manejo racional (CAMPOS et al., 2006).

Dentro dos limites do Cerrado, ocorrem florestas e savanas sob o mesmo regime climático, o que induz a premissa de que outros fatores afetam a distribuição de ambas. As perturbações ambientais, os tipos de solo e a quantidade e qualidade de recursos disponíveis para a manutenção da biodiversidade, formam uma rede de interações entre variáveis biológicas e ambientais que é determinante para as feições vegetacionais (MURPHI; BOWMAN, 2012).

O Planalto da Serra da Bodoquena, no Mato Grosso do Sul é uma região privilegiada pela elevada biodiversidade. Embora geograficamente definida pelo IBGE (2004) como bioma Cerrado, contempla a maior área do domínio Mata Atlântica do interior do país (SALZO, 2013), havendo contatos florísticos do Cerrado, à leste, e do Chaco e Pantanal, à oeste, ocupando posição estratégica para conexão destes biomas (IBGE, 2004).

Lima et al. (2015), em ampla revisão sobre estudos realizados com comunidades arbóreas de floresta atlântica, verificaram que aproximadamente 1800 ha deste domínio foram amostradas até 2013, ao longo de 70 anos de estudos, o que corresponde à apenas 0,01% dos remanescentes expostos. Especialmente em alguns Estados, como o Mato Grosso do Sul e a região da Serra da Bodoquena, esse cenário é ainda pior, com raros estudos publicados (BATTILANI et al., 2005; BAPTISTA-MARIA et al., 2009; ZAVALA et al., 2017). Torna-se urgente o conhecimento destes remanescentes para trabalhos de conservação e restauração florestal.

Na região, o maior remanescente florestal, com aproximadamente 76,5 mil hectares, é protegido pelo Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB), abrangendo quatro municípios, dentre os quais está Bonito, sendo a única unidade de proteção integral inserida totalmente no Estado (SALZO, 2013). No município de Bonito ocorrem florestas estacionais e fisionomias do cerrado *lato sensu* (DIAS, 2000; IBGE, 2004), constituindo áreas de tensão

ecológica. Dias (2000) afirma que a distribuição das formas de vegetação na região está diretamente relacionada à composição lito-pedológica.

Pela sua relevância ecológica, a Serra da Bodoquena foi incluída nas Reservas da Biosfera da Mata Atlântica e do Pantanal, e o Parque foi escolhido como zona núcleo de ambas (SALZO, 2013), fazendo parte da maior e mais complexa das Reservas da Rede Mundial da UNESCO. Além disso, trata-se de uma unidade de conservação de proteção integral, instituída pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC – através da Lei 9.985 de 18 de julho de 2000 (LINO et al, 2004). Segundo a lei, essa categoria é voltada à preservação da natureza, sendo admitidas somente atividades de uso indireto dos recursos naturais. No caso específico, a área de estudo enquadra-se como Parque Nacional, que além do enfoque de preservação, permite o desenvolvimento de pesquisas científicas e turismo ecológico. É, inclusive, área de prioridade extremamente alta para conservação no mapa das áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira (MMA, 2007).

De acordo com o estudo de Silva e Pivello (2009), entre os anos de 1986 a 2004, Bonito perdeu mais de 50.000 ha de vegetação nativa, e as terras de uso antrópico passaram a ocupar 51,9% do seu território. Os cultivos agrícolas e as pastagens avançaram principalmente sobre o cerrado *sensu stricto* e os campos. Nestas áreas degradadas e nos fragmentos florestais alterados, a restauração ambiental tem sido implementada no município (IASB, 2016; NEOTRÓPICA, 2016; ICMBIO, 2016) com o objetivo de restabelecer os processos ecológicos, tornando-os biologicamente viáveis e independentes da intervenção humana. Mas ainda são necessários muitos avanços nos métodos e técnicas, e no monitoramento e manutenção de plantios florestais, até o momento em que seja comprovada sua autossustentabilidade.

Sob esta ótica, esta pesquisa pretende investigar e propor meios de planejamento, implementação e manejo da restauração ambiental em florestas tropicais decíduais sob contexto adverso. O desenvolvimento, por meio de métodos fitossociológicos, com identificação de grupos ecológicos e dos tipos de interações interespecíficas, terá foco na diversidade funcional da comunidade vegetal, incluindo, assim, suas relações com a fauna. Propomos ainda a avaliação e análise de viabilidade do uso de sementes nativas do entorno para revegetação de uma área a ser restaurada no Parque Nacional da Serra da Bodoquena. O levantamento em campo trará um paralelo entre áreas conservadas e o projeto de restauração/ recuperação vegetal implantado no PNSB, Mato Grosso do Sul, Brasil.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Contexto socioeconômico e ambiental

2.1.1. Turismo

A região da Serra da Bodoquena possui características ambientais peculiares e tem atraído a atenção do *trade* turístico. A cidade de Bonito – MS é o principal ponto de chegada deste público, recepcionando um grande volume de turistas que procuram por atividades de contemplação, lazer e aventura nos ambientes naturais (LELIS et al., 2015).

Devido à predominância de rochas carbonáticas compondo o relevo regional, ocorrem muitas paisagens com feições cársticas (SALLUN FILHO; KARMANN, 2007), as quais resultam em cachoeiras, cavernas, grutas e dolinas, além de corpos de água cristalina. Somando-se a isso, há ainda sua biodiversidade única, com experiências que proporcionam a contemplação de grande riqueza de fauna e flora. A utilização do potencial turístico das belezas naturais tem contribuído, em certa medida, com a manutenção dos recursos naturais (LOBO; MORETTI, 2008; LELIS et al., 2015).

Em Bonito, o número de pessoas que acessam diariamente cada passeio é controlado através do *voucher único*, o qual é uma ferramenta governamental que permite estabelecer e controlar as capacidades máximas de público em cada ambiente explorado para fins turísticos (LOBO; MORETTI, 2008). Embora se acredite que há um certo cuidado com a conservação dos ambientes-alvo do mercado turístico - porque é necessário que haja manutenção ambiental para haver sustentabilidade econômica - é preciso avaliar até que ponto os proprietários e os gestores públicos estão dispostos a impedir que esses limites de capacidade sejam ultrapassados, tendo em vista a limitação nos ganhos financeiros imediatos.

De acordo com Lobo (2006):

“(...) a conservação do ambiente na região de Bonito se dá por interesses predominantemente comerciais, e que o turismo ali produzido, apesar de ainda ser popularmente chamado de ecoturismo, pode perder cada vez mais as características essenciais que remetem a esse segmento do turismo. Para que isso não ocorra, a base do planejamento turístico local deve se voltar mais para o tripé ambiente-sociedade-cultura, e menos para o desenvolvimento econômico.”

Com este ponto de vista, ergue-se uma preocupação em relação à conservação destes recursos, juntando-se à pressão do setor agropecuário, a má utilização do ambiente pelo mercado turístico.

2.1.2. Vegetação

O Projeto RADAMBRASIL (VELOSO, 1991) classificou três regiões fitogeográficas distribuídas dentro dos limites e arredores de Bonito: a Floresta Estacional Decidual (FED), representada pela Formação Submontana; a Floresta Estacional Semidecidual (FES), com a Formação Aluvial e a Savana (Cerrado), nas fisionomias arbórea densa (cerradão), arbórea aberta (campo cerrado) e gramíneo-lenhosa (campos).

Utilizando o sensoriamento remoto, Oliveira *et al.* (2009) levantou e avaliou a vegetação arbórea nativa da Serra da Bodoquena e seu entorno e as mudanças ocorridas de 1.966 a 2007 (Tabela 1). A vegetação foi dividida em dois grandes grupos, sendo o primeiro de FED Submontana e FES, e o outro grupo constituído pelo Cerrado *lato sensu*. Como resultado, obtiveram as proporções de cada classe fisionômica e as flutuações temporais que convergiram para a redução, principalmente, das Florestas Decidual e Semidecidual.

Tabela 1. Classificação das áreas naturais de vegetação arbórea nativa da Serra da Bodoquena – MS, pelo método da distância euclidiana. Unidade: hectares.

CLASSES	1966	1979	1993	2000	2007
Florestas Decidual Submontana e Semidecidual	1.005.362,91	473.803,56	711.476,46	748.631,70	548.554,41
Cerrado Lato Sensu	793.728,72	1.443.189,24	1.105.103,70	986.768,37	1.135.242,99
Total de áreas	1.799.091,63	1.916.992,80	1.816.580,16	1.735.400,07	1.683.797,40

Fonte: Oliveira et al. (2009).

Em cerca de 70.000 ha do Parque Nacional da Serra da Bodoquena há predomínio de FED submontana, o que corresponde a 91% da sua área total e 2,9% desta fisionomia dentro do Cerrado (SALZO, 2013). As áreas de FED e de florestas de transição entre estas e o cerradão, são as classes mais representativas no município, chegando a ocupar 53.900 ha (SILVA; PIVELLO, 2009).

À oeste, no Pantanal, sub-região de Porto Murtinho, área adjacente à Serra da Bodoquena, foram mapeados ecótonos de Floresta Decídua e Chaco (BASTISTA-MARIA, 2007). A tensão ecológica da região produz ecótonos, com característica paisagísticas e florísticas ainda mais complexas, produzindo elevada diversidade (ZAVALA et al., 2017).

2.1.3. Solo, relevo, geologia

A composição geológica da região da Serra da Bodoquena é de rochas carbonáticas das Formações Cerradinho e Bocaina, do grupo Corumbá no topo, e de rochas do grupo Cuiabá na base (DIAS, 2000; SALLUN FILHO; KARMANN, 2007; CAMPANHA et al., 2011) que resultam na produção de paisagens cársticas devido à alta solubilidade destas rochas em água.

É a mais extensa área de carste no Brasil (SALLUN-FILHO; KARMMAN, 2007), medindo 200 Km no sentido norte-sul e 50 Km no leste-oeste, com alta complexidade de relevo e litologia, consequência das falhas, fraturas e dobramentos geológicos. As altitudes variam ente 300m a 850m, constituindo um conjunto serrano inserido em um planalto inclinado, com porção mais baixa voltada para a borda leste do Pantanal.

O afloramento rochoso da Serra da Bodoquena faz parte da unidade geotectônica Faixa do Paraguai (Figura 1), a qual é um arco com aproximadamente 1.000 Km de comprimento que também aflora no maciço do Urucum em Corumbá-MS, estando ambas as elevações separadas pela cobertura sedimentar da Bacia do Pantanal (CAMPANHA, 2011).

A variação dos solos na toposequência é determinada pelo relevo que condiciona a drenagem e o escoamento superficial (PEREIRA et al., 2013a). Ocorrem nesta região, nas áreas florestadas, elevados teores de carbono orgânico, produto da interação da matéria orgânica depositada na superfície e os íons cálcio presentes em todo o relevo cárstico da Serra da Bodoquena (PEREIRA et al., 2013a).

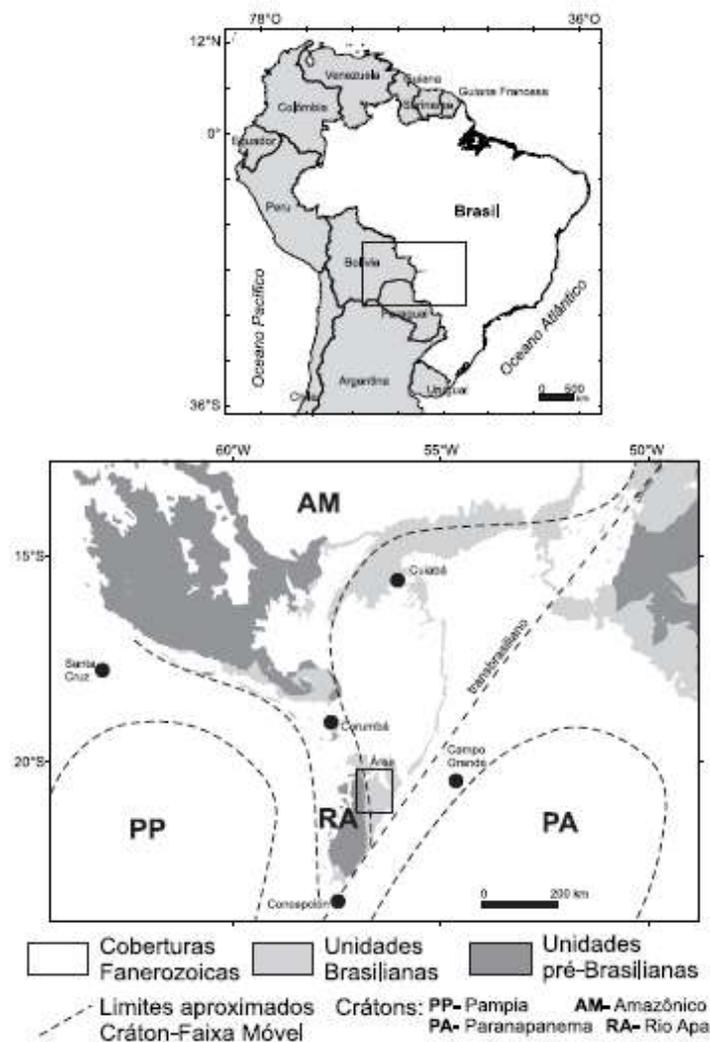


Figura 1. Contexto tectônico da Faixa Paraguai na área de estudo. Extraído de Campanha et al. (2011).

De acordo com mapa do IBGE (2010), o tipo de solo ocorrente nesta área do rio Perdido é do tipo Chernossolo Rêndzico, subgrupo MD1, caracterizado por possuir contato lítico dentro de até 50 cm de profundidade a partir da superfície do solo, próprio de afloramentos rochosos e solos rasos (EMBRAPA, 2006).

2.1.4. Parque Nacional da Serra da Bodoquena

A Floresta Estacional Decidual Submontana é uma das fisionomias ocorrentes no PNSB (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2000; SALZO, 2013) e tem características decorrentes do clima sazonal, com períodos de seca e de chuva bem marcados, sendo a composição florística própria de Mata Atlântica. As fitofisionomias ali existentes e sua distribuição estão diretamente relacionadas à composição lito-pedológica da região (DIAS, 2000), com formações vegetais características para cada tipo de solo e relevo (OLIVEIRA et al., 2009), sendo que na floresta decídua as árvores crescem sobre afloramentos de rocha calcária. Outros fatores importantes na composição fitofisionômica são a profundidade do solo, a drenagem, a presença de concreções no perfil e a profundidade do lençol freático (HARIDASAN, 1992).

Esta riqueza natural também está ameaçada por lavouras e pastagens, e iniciativas de agricultores locais que visam retirar a proteção legal do Parque, com processos judiciais instaurados para derrubada da lei de implementação do PARNA (ICMBio, 2019; WWF, 2019). É certo que as desapropriações ainda estão em andamento, e a maior parte dos proprietários ainda precisa ser indenizada, todavia, se o último grande remanescente regional ficar desprotegido, corremos o risco de perder sua biodiversidade de forma irreversível, com prejuízo para muitos, em detrimento do benefício financeiro imediato de poucos.

No interior do Parque há regiões que dependem de projetos de restauração ecológica para restabelecimento da vegetação nativa e, conseqüentemente, de toda rede trófica integrante do sistema. Três bacias hidrográficas se dividem por seu relevo, sendo elas Bonito, Miranda e Apa, com dois rios principais, sendo de um lado o Salobra e, do outro, o Perdido (SALZO, 2013).

A sua riqueza faunística é resultado da proximidade com o Pantanal, e une a diversidade do Cerrado com a da Amazônia, com espécies características destes ambientes, inclusive espécies ameaçadas de extinção, como é o caso de mamíferos como a onça-parda (*Puma concolor capricornensis* (Goldman, 1946)) e a onça-pintada (*Panthera onca* (Linnaeus, 1758)), e de aves como a arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus* (Latham, 1790)) (TORRECILHA et al., 2017).

2.1.5. Características da área de estudo

O mosaico paisagístico da área de estudo contém um campo de pastagem abandonada fortemente tomada pela gramínea exótica *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster (Poaceae), conhecida como braquiária, a qual foi introduzida na década de 1950, trazida de Uganda - continente africano – e sendo amplamente disseminada no Brasil como forrageira para gado bovino (CRISPIM; BRANCO, 2002). Ao lado deste campo está a insurgência do rio Perdido - onde suas águas descem para o subterrâneo - e a vegetação do entorno é característica de mata ciliar, seguida de mata decídua sobre elevação progressiva do terreno. Há ainda área úmida integrada neste complexo, permanentemente alagada, definindo um gradiente ambiental e topográfico, com altitude a partir de 514 m até 567 m para a área selecionada (amplitude de variação em 53 m). Três posições topográficas desta área, separadas em duas posições na encosta (baixa e alta) e topo de morro, tiveram a vegetação amostrada e avaliada.

Na pastagem abandonada já houve tentativa de revegetação por espécies nativas. Neste caso, foi utilizado o método de plantio em núcleos, com mudas e sementes. Nós propomos aqui nova tentativa, testando as sementes da floresta do entorno, dos estratos arbustivo e arbóreo, em plantios mistos, considerando o gradiente topográfico tanto na coleta quanto nos plantios. Consideramos recursos de fácil acesso e escala de tamanho reduzida, tornando menos custosos o manejo e o monitoramento. Entendemos que, com as condições presentes, a restauração possa acontecer em etapas, com áreas sendo gradualmente incluídas, seguindo a partir da borda da floresta e avançando em direção à matriz de pastagem.

O fragmento de área destinada a este estudo, tem aproximadamente 10 h de pastagem e localiza-se na parte norte do fragmento sul do Parque (Figura 2), com difícil acesso, especialmente nos períodos chuvosos, quando a estrada é desmontada pelas enxurradas.

No zoneamento do PARNA, esta área foi classificada como Zona de Recuperação da Cabeceira do Perdido (ZRCP) (SALZO, 2013), e em maio de 2013 possuía uma matriz de pastagem com aproximadamente 1.270 ha (OLIVEIRA, 2014) destinada à restauração ecológica. No entanto, a braquiária tem impedido o avanço da floresta pela regeneração natural, de forma que a resiliência se tornou muito baixa (OLIVEIRA, 2014).

Por estar localizada em área de contato entre savana e FED, com elevada complexidade ambiental, a área de referência e de restauração estão lado a lado, sobre um morro florestado na sua porção centro-sul, conectado à grande área florestal do PARNA, e coberto de pastagem exótica na porção norte. A floresta de referência encontra-se adjacente ao projeto experimental de restauração de forma intencional, buscando utilizá-la como suporte à nova vegetação. Essa

posição estratégica busca associar os serviços ecossistêmicos oferecidos pela floresta ao melhor estabelecimento da vegetação da área em restauração, considerando os recursos como propágulos vegetais, a interação com a fauna, o microclima, e a futura conexão com a área florestada, criando um *continuum*. A rápida conexão da área em restauração com a florestada é estratégia também para impedir a competição com a braquiária, pois esta tende a desaparecer em áreas sombreadas.

De acordo com os objetivos da pesquisa, foram demarcadas zonas de ação para as atividades propostas (Figura 2). Nesta mesma área, o histórico de perturbação foi levantado por Oliveira (2014) sob análise da dinâmica de cobertura floresta/ pastagem exótica, englobando o período de 1984 a 2013 (Figura 3). Observa-se, no gráfico, que a área estava em seu ponto crítico de desmatamento no momento da regularização, quando a União a adquiriu, indenizando os proprietários. Nos anos subsequentes, houveram momentos de efeito positivo na cobertura vegetal nativa, mas observamos também momentos de avanço da pastagem pela paisagem.



Figura 2. Imagem Landsat do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Bonito – MS, e aproximação da área de estudo no sumidouro do rio Perdido. Indicação dos limites do Parque em vermelho, e, na aproximação, das parcelas de fitossociologia e blocos de experimento de restauração ecológica (Google Earth, 2016) coordenada central: 21°07'30" S e 56°43'15" O.

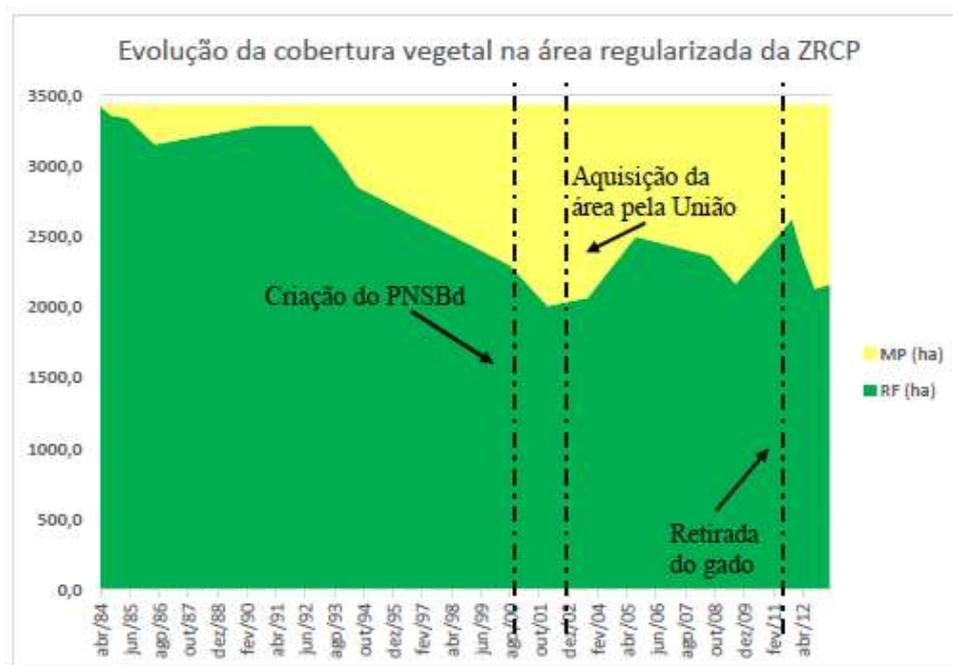


Figura 3. Área ocupada por remanescente florestal e matriz de pastagem no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, cabeceira do rio Perdido, em hectares, de abril de 1984 a maio de 2013. Ocorrências históricas estão indicados por setas: em 2000 houve a criação do Parque; em 2002 aquisição da área pela União e em 2011 a retirada de 820 cabeças de gado irregular da área. Extraído de Oliveira (2014).

2.1.5.1. Histórico de restauração ambiental

Os projetos de restauração ambiental no município carecem de manejo e monitoramento em prazos maiores que o período de financiamento dos projetos, pois isso tem prejudicado a conclusão do processo de restauração, invalidando um esforço de anos na produção de mudas, plantio, manutenção e todo recurso humano e financeiro empregado. O manejo prolongado em áreas de intensa competição com espécie invasora da braquiária, é necessário para garantir o estabelecimento definitivo das espécies que irão compor a floresta. As espécies exóticas invasoras competem com espécies nativas e tornam-se altamente dominantes nos ambientes degradados ou antropizados, impedindo o avanço na restauração ecológica.

As áreas dominadas por braquiária no local de estudo, mesmo após mais de dez anos de abandono, não regeneraram a vegetação nativa (OLIVEIRA, 2014). Sabe-se que essa condição limita a instalação das espécies arbóreas, dificultando a dispersão de sementes, aumentando a competição por recursos como a luz e nutrientes (D'ANTONIO; VIOUSEK, 1992; ASNER; BEATTY, 1996), e liberando substâncias alelopáticas que impedem ou dificultam a germinação das espécies nativas (BARBOSA et al., 2008; HUGHES; VITOUSEK, 1993). Portanto, há

prejuízo para a regeneração natural e para o processo de sucessão ecológica (CHEUNG et al., 2009; DAVIS et al., 1998).

Nos períodos de seca, as grandes quantidades de biomassa produzidas pelo acúmulo das partes mortas da braquiária são um problema adicional, pois podem gerar incêndios que matam regenerantes e propágulos, e modificam as bordas florestais, causando alterações estruturais no ecossistema (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992).

As áreas a serem restauradas no PNSB eram antes ocupadas por pecuária extensiva, formando um mosaico de pastagens entremeadas na matriz florestal. Pouco se conhece sobre a biodiversidade local, especialmente quanto à fitossociologia das comunidades vegetais e às interações ecológicas. Estes requisitos são a base do planejamento das ações de restauração e conservação ambiental (MORELLATO; HADDAD, 2000; GANDOLFI et al., 2007), carecendo de investigações científicas. Dessa forma, um trabalho que pretenda aplicar técnicas de recomposição da flora e da fauna deve ter como princípio o conhecimento da biodiversidade e das interações um dia existentes naquele ambiente. Para tanto, é necessário buscar áreas de referência, quanto mais próximas e conservadas for possível (RODRIGUES et al., 2009).

Na região do PNSB conhecida como sumidouro do rio Perdido (onde o relevo cárstico propicia um vertedouro subterrâneo para o rio), houve tentativa de revegetação com espécies nativas através do método de nucleação, utilizando mudas e sementes. Contudo, relatos de representantes da ONG IASB (Organização não-governamental Instituto das Águas da Serra da Bodoquena), responsável pelo projeto, apontam para o sucesso nos primeiros três anos de projeto e, com o fim dos recursos financeiros, para a incapacidade de manter o manejo após esse período. Neste caso, a competição com a gramínea exótica impediu o estabelecimento dos plantios mesmo após três anos de cuidados, e a área foi novamente tomada pela braquiária. Ainda segundo relatos, os espécimes plantados foram selecionados pela sua disponibilidade no viveiro municipal e pelas coletas realizadas pela ONG na região, não havendo um estudo prévio sobre as espécies locais que poderiam estar melhores adaptadas às condições ambientais daquela área. A redução da diversidade alfa está ligada às alterações estruturais e fisionômicas das florestas, podendo levar a perdas nos serviços ecossistêmicos, como ciclagem de nutrientes e a própria manutenção da biodiversidade (CARVALHO; FELFILI, 2011).

Para aumentar os índices de sucesso nos projetos de restauração ambiental, torna-se necessário conhecer os fatores ambientais interferentes e as adaptações dos grupos vegetais a serem inseridos na proposta. Também não haverá restauração se as relações ecológicas que permeiam os ecossistemas não forem contempladas para, naturalmente ou artificialmente, serem estabelecidas durante o processo. Quando a ideia for restabelecer o equilíbrio ecológico

e a consequente sustentabilidade do sistema – que, geralmente, ocorrerá em longo prazo -, há que se considerar o todo, e não apenas os fragmentos de uma comunidade. Assim, além da vegetação, a fauna e a microbiota são essenciais na composição de um ambiente natural equilibrado (BRANCALION et al., 2013; CAMPOS et al., 2011).

As técnicas de restauração ambiental com base nas “espécies-modelo” trazem inconsistências quando aplicadas a realidades locais diferentes das quais e para as quais foram inicialmente propostas. As espécies pré-estabelecidas podem não estar presentes naquela comunidade específica, e não se desenvolver da mesma forma sob condições ambientais distintas. Para Hatje (2016), a adoção de procedimentos semelhantes em projetos de restauração sob condições e locais distintos é pautada nas tradições, que tem origem histórica e econômica, agravada pelos entraves no fluxo de informações entre instituições. Os dados sobre solo e clima são instrumentos-chave no planejamento de plantios, e podem tornar inviáveis uma ou outra técnica.

Quando falamos em funcionalidade ecológica dos grupos, definida no contexto da vegetação local, partimos de um princípio: o conhecimento sobre a produção de flores, frutos e sementes atrativos para animais silvestres do entorno. Temos aqui um entrave, pois as informações sobre a biota em nível local são escassas, e isso ocorre no Estado de Mato Grosso do Sul como um todo. Todavia, se parte dos esforços para a restauração forem redirecionados para o conhecimento da biodiversidade, teremos economia de trabalho e de recursos nos projetos a serem implantados, já que podemos aumentar o seu êxito.

Em um ambiente resiliente a fauna pode ser atraída por alimento, transitando por corredores ou vindo de áreas próximas, e com o restabelecimento da comunidade vegetal pode, ainda, vir em busca de abrigo. Do contrário, com grupos animais reduzidos ou distantes, a restauração será um processo difícil de ser realizado, porque os serviços como polinização e dispersão ficam deficientes (CAMPOS et al., 2011). Por isso, sempre que possível, a revegetação por grupos funcionais deve ocorrer em áreas próximas a outras biocenoses, para que a interação entre espécies cumpra o papel de restabelecimento dos processos ecológicos.

Além da riqueza e da diversidade florística, as comunidades têm sido muito diferentes quanto à quantidade relativa de suas espécies, e os estudos fitossociológicos levantam informações que as caracterizam mais amplamente (FELFILI et al., 2011; DANIEL; ARRUDA, 2005). Um número crescente de pesquisas pelo mundo demonstram que os padrões espaciais e temporais da biodiversidade são produto da interação dinâmica, histórica e contemporânea, de processos antrópicos e ecológicos (GARDNER et al., 2009), portanto

devem ser exploradas e conhecidas para nortear as tomadas de decisão no âmbito da conservação e da restauração.

Gardner et al. (2009) apresentaram uma estrutura conceitual que conecta as ameaças, os processos e respostas recebidas do ambiente (*feedbacks*) e que determinam padrões e tendências da biodiversidade em florestas tropicais antropizadas. Neste modelo, a primeira ordem de impactos humanos que alteram a paisagem e os fatores correlacionados são mais conhecidos do que os mecanismos causais e de segunda ordem, consequentes no efeito-cascata. Esses eventos variam amplamente em sua importância relativa dentro e entre regiões e os efeitos podem ser percebidos após vários anos. Consideram, ainda, que as inferências decorrentes dos estudos de biodiversidade são limitadas pelas diferenças de contexto regional, bem como pelo contexto específico encontrado no projeto de pesquisa e o foco do estudo. Assim, alterações da paisagem ao longo do tempo podem levar à *feedbacks* que alteram a importância relativa dos fatores dependentes do contexto e à diferentes abordagens de pesquisa.

Para tanto, é necessário considerar aqui o contexto e planejar também os possíveis eventos futuros a partir de ações e fatos do presente. A definição das técnicas utilizadas deve passar pelos critérios de viabilidade e de produção dos serviços ecossistêmicos que manterão as comunidades ao longo do tempo (RODRIGUES et al. 2009). Com isso, optou-se por duas técnicas neste estudo: (1) a semeadura direta e (2) a transposição de solo superficial da floresta (*topsoil*) para a área experimental.

A semeadura direta é uma técnica de baixo custo e tem sido considerada eficiente para o enriquecimento de sistemas com baixa diversidade (ENGEL; PARROTTA 2001; FERREIRA et al., 2009; WALLIN et al., 2009; COLE et al. 2011; PEREIRA et al., 2013b; BRANCALION et al., 2015). Embora apresente desvantagens, como a imprevisibilidade da germinação no campo, o maior custo de manutenção dos plantios nos primeiros anos, com elevada mortalidade após a germinação (ARAKI, 2005; FALCK, 2005), é viável para áreas com solos rasos, que dificultariam o plantio de mudas (CLOSE; DAVIDSON 2003).

A interferência de fatores ambientais, como a herbivoria e a competição com a braquiária, pode ser decisiva no sucesso de qualquer técnica de restauração ambiental (ALMEIDA, 2016), pois afeta o desenvolvimento e o crescimento das plantas de forma negativa (PRICE et al., 1980; WEIS, 1992). A pressão seletiva sobre a vegetação natural, interfere na dinâmica populacional e afeta as relações de competição e sucessão de espécies no ambiente (LEAL; WIRTH; TABARELLI, 2012; RAUSHER, 1980; RICKLEFS; RELEYA, 2014).

A transposição de solo da floresta para áreas sem resiliência tem sido indicada porque leva consigo propágulos das espécies nativas e cria condições para a germinação, emergência e desenvolvimento das plantas, também com baixo custo financeiro (ZHANG et al., 2001; MONACO et al., 2003; COSTA; ARAÚJO, 2003; FORNARA; DALLING, 2005; MIRANDA-NETO et al., 2010; PIAIA et al., 2017). O *topsoil* é retirado do interior de áreas naturais conservadas, ou de áreas com a vegetação nativa recém suprimida, e é depositado sobre o terreno alvo da restauração, causando o recobrimento de plantas invasoras, quando presentes, e funcionando como barreira contra seu avanço, pois promove pressão mecânica e obstrui a passagem da luz solar. Esta técnica também é interessante para solos rochosos, pois acrescenta solo fértil ao substrato de fixação das plantas e facilita o desenvolvimento dos propágulos presentes, evitando a problemática perfuração do solo, como ocorreria com o plantio de mudas.

Há que se considerar, ainda, a variação na composição e abundância de propágulos ao longo do ano, e as interações ecológicas, como predação e infecção por patógenos, pois estes fatores alteram os estoques de propágulos viáveis, além do próprio período intrínseco de viabilidade (FORNARA; DALLING, 2005; MURRAY; GARCIA, 2002). A composição de espécies contida no *topsoil* é um fator importante, principalmente quando ocorrer transposição para áreas distantes, pois busca-se manter as características originais da fisionomia a ser restaurada. No caso de áreas adjacentes, como no experimento atual, a composição de propágulos do banco do solo é a que se busca.

Em maior escala de trabalho, a disponibilidade de um banco de solo de qualidade pode ser empecilho para a execução desta técnica. Para que não haja impactos negativos na vegetação nativa doadora de *topsoil*, recomenda-se que seja oriundo de atividade de supressão vegetal legalizada (MIRANDA-NETO et al., 2010).

2.1.5.2. Escolha dos métodos

No local, não há possibilidade de trabalho com máquinas, sejam de gradeamento ou roçagem, pois o terreno apresenta afloramento rochoso e solos rasos em toda sua extensão, já tendo sido realizada tentativa neste sentido, porém, sem sucesso (ICMBIO, 2016 – comunicação pessoal). No projeto de nucleação realizado anteriormente, houve acompanhamento e manejo dos plantios nos dois primeiros anos. Todavia, conforme relatado, a cada período chuvoso, ocorreu rápido crescimento da braquiária, causando recobrimento dos núcleos de restauração, com conseqüente aumento nas taxas de mortalidade e piora no desenvolvimento, sendo um obstáculo também no presente trabalho.

Como planta heliófila, a braquiária se instalou apenas em áreas abertas, não ocorrendo em áreas muito sombreadas, ou ocorrendo com pouco vigor em áreas com luminosidade intermitente ou reduzida. Assim, o sombreamento inicial nas áreas a serem restauradas, é um fator limitante ao sucesso do projeto, aumentando os custos de manutenção e as chances de perda dos plantios (NAVE, 2005; NAVE; RODRIGUES, 2007).

Considerando as técnicas usualmente empregadas no controle da braquiária - roçada (manual, semimecanizada e mecanizada), aragem (mecanizada) e aplicação de herbicida - avaliou-se que algumas podem ser utilizadas quando em pequena escala e outras não são adequadas para a área em questão, que possui mais de 10 ha de pastagem sobre afloramentos rochosos e parte sobre terreno pedregoso íngreme. Avaliando-se as possibilidades sobre cada forma de controle da braquiária na área de estudo, concluiu-se que:

1) Roçada manual e semimecanizada (uso de foice e roçadeira costal): possível em áreas mais baixas do relevo, que correspondem a uma parcela da área, nos espaços em que há menor ocorrência de rochas aflorando, não sendo viável na porção mais pedregosa, que ocorre na maior parte do terreno;

2) Roçada mecanizada e aragem (uso de trator): solo muito raso quando ocorre, e muitos afloramentos rochosos entre as gramíneas impedem o uso deste recurso.

3) Herbicida: por estar localizada no interior do Parque, possuir mais de 10 ha e estar próximo às margens do rio Perdido, esta opção foi excluída, considerando os malefícios trazidos ao ambiente, mesmo quando aplicado nas dosagens recomendadas.

Em opção alternativa, o sombreamento por adubos verdes foi escolhido para conter o avanço da braquiária sobre os blocos experimentais, tendo sido semeados o feijão guandú (*Cajanus cajan* L. Millsp.) e o feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis* (L.) DC) três meses antes do plantio das nativas. Contudo, não houve emergência das sementes de guandú e muito pouca no feijão-de-porco. As sementes utilizadas no Parque foram semeadas à mesma época em área próxima ao município de Bonito, e a taxa de germinação foi estimada entre 80% e 90%. Acredita-se que outro fator, que não a qualidade das sementes, tenha afetado completamente a germinação dos adubos verdes. Por fim, a aplicação dos adubos verdes na contenção da braquiária foi excluída.

Para avaliação experimental, selecionamos o sombreamento artificial por sombrite nas graduações de 50% e 70% de bloqueio da luz. Hipoteticamente, estas variações de sombreamento simulam algumas das variações de luminosidade que ocorrem no interior da floresta tanto em períodos secos, quando há elevada deciduidade do componente arbóreo, como

nos períodos chuvosos, quando as copas preenchem o dossel. Para controle da braquiária é importante que o sombreamento seja o maior possível, já que o seu avanço depende da intensa luminosidade.

Quanto ao controle de predadores herbívoros, também foi excluída a possibilidade de inseticida, pelos mesmos motivos da exclusão do herbicida. Ainda não era conhecido o nível de interação entre os herbívoros e as plantas nativas, impossibilitando a avaliação quanto à possíveis prejuízos para o experimento de restauração. Demétrio et al. (2017) encontrou a maior riqueza de espécies de formigas do Mato Grosso do Sul na Serra da Bodoquena, com 278 espécies, coletando amostras inclusive na área experimental da restauração, indicando para a possível ocorrência de altas taxas de herbivoria. Optou-se então por observar e quantificar a intensidade da herbivoria sobre as plântulas emergentes no experimento.

A escolha das espécies a serem utilizadas na semeadura levou em conta os seguintes critérios: 1) a ocorrência na zona de contato entre savana e floresta decídua; 2) a disponibilidade de sementes da própria região em quantidades suficientes no período anterior ao plantio; 3) a diversidade de grupos funcionais, nas diferentes categorias de sucessão e de dispersão de sementes.

Partindo dos Princípios da *Society for Ecological Restoration International* - SER, enfocamos três dos nove atributos requeridos para a efetivação da restauração ao final do processo, na ordem em que são descritos:

“1. O ecossistema restaurado contém um conjunto característico de espécies que ocorrem no ecossistema de referência, fornecendo uma estrutura apropriada de comunidade. (...)

3. Todos os grupos funcionais necessários para o desenvolvimento contínuo e/ou estabilidade do ecossistema restaurado se encontram representados ou, caso não estejam presentes, os grupos ausentes possuem potencial para colonizar o ambiente por meios naturais.

4. O ambiente físico do ecossistema restaurado possui a capacidade de suportar as populações reprodutivas das espécies necessárias para sua estabilidade contínua ou desenvolvimento ao longo da trajetória desejada.(...)”

Pelas razões acima expostas, acredita-se que a restauração ecológica aliada ao conhecimento da biodiversidade é instrumento potencial de conservação e adequação ambiental das atividades que geram impactos negativos no ambiente natural, e possui a responsabilidade de restabelecer os processos ecológicos para a manutenção dos serviços ecossistêmicos, de conservação de biodiversidade e de fornecimento de produtos florestais (BRANCALION et al., 2010).

3. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, DS. Manutenção de projetos de recuperação ambiental. In: **Recuperação ambiental da Mata Atlântica** [online]. 3rd ed. rev. and enl. Ilhéus, BA: Editus, 2016, pp. 160-168. ISBN 978-85- 7455-440-2.
- ARAKI, D. F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005 172p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas). ESALQ, USP, Piracicaba, 2005.
- ASNER, G. P., BEATTY, S. W. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. **Plant & Soil**, n. 186, p. 205-211, 1996.
- BAPTISTA-MARIA, V. R. **Caracterização das florestas ribeirinhas do rio Formoso e Parque Nacional da Serra da Bodoquena/MS, quanto as espécies ocorrentes e histórico de perturbação, para fins de restauração**. Tese de doutorado. Piracicaba – SP, Doutorado em Ecologia Aplicada. 134 p. 2007.
- BAPTISTA-MARIA, V. R.; RODRIGUES, R. R.; DAMASCENO-JUNIOR, G.; MARIA, F. S.; SOUZA, V. C. Composição florística de florestas estacionais ribeirinhas no estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n.2, p. 535-548, 2009.
- BATTILANI, J. L.; SCREMIN-DIAS, E. S.; SOUZA, A. L. T. Fitossociologia de um trecho da mata ciliar do rio da Prata, Jardim, MS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 3, p. 597-608, 2005.
- BARBOSA, E. G; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian Cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.51, n.4, p. 625-631, 2008.
- BELLO, F.; LEPŠ, J.; SEBASTIÀ, M. T. Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients. **Ecography**, v. 29, n. 6, p. 801-810, 2006.
- BIANCHIN, J. E.; BELLÉ, P. A. Fitossociologia e estrutura de um fragmento de Floresta Estacional Decidual Aluvial em Santa Maria–RS. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 7, n. 3, p. 322-330, 2013.
- BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; ... TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v. 34, n.3, p. 455-470, 2010.
- BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais (565-587 pp.). In: **Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil**, 2013. 587 p.
- BRANCALION, P. H. S., VIANI, R. A. G., RODRIGUES, R. R., GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins SV, editor. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2. ed. Viçosa: Editora UFV; 2015.

BRASIL. MCTIC - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações e Comunicações. **Estratégia Nacional de Ciência, Tecnologia e Inovação 2016 - 2022**. Brasília: MCTIC, 2016. 136 p.

BRITO, A.; FERREIRA, M. Z.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S.; DE OLIVEIRA, A. D.; ACERBI, F. W. Comparação entre os métodos de quadrantes e PRODAN para análises florística, fitossociológica e volumétrica. **Cerne**, v. 13, n. 4, p. 399-405, 2007.

CAMPANHA, G. A. C.; BOGGIANI, P. C.; SALLUN FILHO, W.; DE SÁ, F. R.; ZUQUIM, M. D. P. S.; PIACENTINI, T. A faixa de dobramento Paraguai na Serra da Bodoquena e depressão do Rio Miranda, Mato Grosso do Sul. **Geologia USP. Série Científica**, v.11, n. 3, p. 79-96, 2011.

CAMPOS, E. P.; DUARTE, T. G.; NERI, A. V.; SILVA, A. F. D.; MEIRA-NETO, J. A. A.; VALENTE, G. E. Composição florística de um trecho de Cerradão e Cerrado Sensu stricto e sua relação com o solo na floresta nacional. (Flona) de Paraopeba, MG, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 30, n. 3, p. 471-479, 2006.

CAMPOS, W. H.; NETO, A. M.; PEIXOTO, H. J. C.; GODINHO, L. B.; SILVA, E. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 72, p. 429, 2012.

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

CHEUNG, K.C.; MARQUES, M.C.M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica** v. 23, p. 1048-1056, 2009.

CLOSE, D. C.; DAVIDSON, N. J. Revegetation to combat tree decline in the Midlands and Derwent Valley Lowlands of Tasmania: practices for improved plant establishment. **Ecological Management & Restoration**, v. 4, n. 1, p. 29-36, 2003.

COLE, R. J.; HOLL, K. D.; KEENE, C. L.; ZAHAWI, R. A. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, 261(10), 1590-1597, 2011.

COSTA, R. C.; ARAÚJO, F. S. Densidade, germinação e flora do banco de sementes no solo, no final da estação seca, em uma área de caatinga, Quixadá, CE. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 2, p. 259-264, 2003.

CRISPIM, S. M. A.; BRANCO, O. D. Aspectos gerais das Braquiárias e suas características na sub-região da Nhecolândia, Pantanal, MS. Corumbá: Embrapa Pantanal, **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 25p., 2002.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 63-87, 1992.

DAVIS, M. A.; WRAGE, K. J.; REICH, P. B. Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. **Journal of Ecology**, v. 86, p. 652-661, 1998.

DIAS, J. A região cárstica de Bonito, MS: uma proposta de zoneamento geocológico a partir de unidades de paisagem. UNIDERP, Campo Grande: **Ensaio e Ciência**, v.4, n.1., p. 9-43, 2000.

EMBRAPA, SOLOS. Sistema brasileiro de classificação de solos. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro**, 2006.

ENGEL, V. L., PARROTTA, J. A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, 152:169–181, 2001.

FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. (Ed). **Foundations of restoration ecology**. Washington: Society for Ecological Restoration International, 2006, p. 238-256.

FERREIRA, R. A.; SANTOS, P. L.; ARAGÃO, A. G. D.; SANTOS, T. I. S.; SANTOS NETO, E. M. D.; REZENDE, A. M. D. S. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe. **Scientia Forestalis**, v.37, n.81, p.37-46, 2009.

FORNARA, D. A.; DALLING, J. W. Seed bank dynamics in five Panamanian forests. Published online by Cambridge University Press: **Journal of Tropical Ecology**, pp. 223-226, 2005.

GANDOLFI, S., RODRIGUES, R.R., MARTINS, S.V. Theoretical bases of the forest ecological restoration, in: Rodrigues. In: Martins, R.R., Gandolfi, S.V. (Eds.), **High diversity forest restoration in degraded areas**. Nova Science Publishers, New York, pp. 27–60, 2007.

HATJE, R. B. H. **A restauração ecológica e a ditadura da floresta**. Tese (doutorado). Instituto de Filosofia e Ciências Humanas - UNICAMP, Campinas, SP, 191 p., 2016.

HUGHES, F.; VITOUSEK, P. M. Barriers to shrub reestablishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. **Oecologia**, v. 93, n. 4, p. 557-563, 1993.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de solos do Brasil**. 2010. <http://mapas.ibge.gov.br/tematicos>, acessado em jan. 2020.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Biomas do Brasil**, 2004. <http://mapas.ibge.gov.br/tematicos>, acessado em jan. 2020.

IASB – **Instituto das Águas da Serra da Bodoquena** (ONG). Bonito – MS. Site: <http://iasb.org.br/>. Acesso em jan. 2020.

ICMBIO – **Instituto Chico Mendes de Proteção à Biodiversidade – Brasil**. Organização governamental, unidade gestora do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Bonito – MS. Site: <http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/cerrado/unidade-de-conservacao-cerrado/2082-parna-da-serra-da-bodoquena>. Acesso em jan. 2020.

- LEAL, I. R.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. Formigas-cortadeiras e a ambiguidade de suas relações com plantas. In: DEL-CLARO, K., TOREZAN-SILINGARDI, H. M. **Ecologia das Interações Plantas-Animais: Uma Abordagem Ecológico-Evolutiva**. Rio de Janeiro: Technical Books, p. 215–240, 2012.
- LELIS, L. R. M.; PINTO, A. L.; SILVA, P. V.; PIROLI, E. L.; MEDEIROS, R. B.; GOMES, W. M. Qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Formoso, Bonito-MS. **Formação (Online)**, v. 2, n. 22, 2015.
- LIMA, R. A.; MORI, D. P.; PITTA, G.; MELITO, M. O.; BELLO, C.; MAGNAGO, L. F.; ...; PRADO, P. I. How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. **Biodiversity and Conservation**, 24(9), 2135-2148, 2015.
- LINO, C. F.; DIAS, H.; ALBUQUERQUE, J. L.; CENCIG, M. Planejamento estratégico da reserva da biosfera da Mata Atlântica. **Série Gestão da RBMA**, caderno nº 25. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. 2003. Disponível em: <http://www.rbma.org.br/rbma/pdf/Caderno_25.pdf>. Acesso em: 01.10.2019.
- LOBO, H. A. S. **O lado escuro do paraíso: espeleoturismo na Serra da Bodoquena, MS**. Dissertação de Mestrado em Geografia, Departamento de Geociências, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Aquidauana, 2006.
- LOBO, H. A. S.; MORETTI, E. C. Ecoturismo: As práticas na natureza e a natureza das práticas em Bonito, MS. **Revista Brasileira de Pesquisa em Turismo**, v. 2, n. 1, p. 43-71, 2008.
- MCCLELLAN III, J. E.; DORN, H. **Science and technology in world history: an introduction**. JHU Press, 2015.
- MANSELL, R.; WEHN, U. **Knowledge societies: information technology for sustainable development**. Oxford University Press, 1998.
- MELONI, F., NAKAMURA, G. M., GRANZOTTI, C. R., MARTINEZ, A. S. Vegetation cover reveals the phase diagram of patch patterns in drylands. **Physica A: Statistical Mechanics and its Applications**, 534, 122048, 2019.
- MIRANDA-NETO, A.; KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. D. A.; SILVA, D. A. D. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, vol.34, no.6, 2010.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - BRASIL. **Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto Terra Class Cerrado**, 67P., 2015.
- MONACO, L. M.; MESQUITA, R. C. G.; WILLIAMSON, G. B. Banco de sementes de uma floresta secundária amazônica dominada por *Vismia*. **Acta Amazonica**. 33: 41-52, 2003.
- MORELLATO, L. P., HADDAD, C. F. B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, p. 786–792, 2000.

- MURPHY, B. P.; BOWMAN, D. M. J. S. What controls the distribution of tropical forest and savanna? **Ecology letters**, v. 15, n. 7, p. 748-758, 2012.
- NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. Pp.197-206. *In*: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Org.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007.
- NAVE, A. G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. 2005. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- NEOTROPICA – **Fundação Neotrópica do Brasil** (ONG). Bonito – MS. Site: <https://www.fundacao neotropica.org.br/>. Acesso em jan. 2020.
- NICOLACI-DA-COSTA, A. M. Revoluções tecnológicas e transformações subjetivas. **Psicologia: teoria e pesquisa**, v. 18, n. 2, p. 193-202, 2002.
- OLIVEIRA, J. G. D. de. **Potencial da gramínea exótica braquiária, *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster (Poaceae), como barreira à regeneração natural no Parque Nacional da Serra da Bodoquena**. (TCC - Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação). Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Escola Nacional de Botânica Tropical, 129p., 2014.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Padrões florísticos das matas ciliares da região dos cerrados e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário tardio. *In*: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas Ciliares: bases multidisciplinares para estudo, conservação e restauração**. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 73-89.
- PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; MOREIRA, J. M. M. Á. P.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. Avaliação de serviços ecossistêmicos em sistemas agrossilvipastoris. **Revibec: revista iberoamericana de economía ecológica**, n. 30, p. 81-100, 2019.
- PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; FONTANA, A.; DIAS NETO, A. H.; MIRANDA, L. P. M. D.. Caracterização e classificação de solos em uma topossequência sobre calcário na Serra da Bodoquena, MS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 25-36, 2013.
- PEREIRA, S.R., LAURA, V.A.; SOUZA, A.L.T. Superação de dormência de sementes como estratégia para restauração florestal de pastagem tropical. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 48: 148-156, 2013b.
- PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; COSTA, E. A.; FELKER, R. M.; PIAZZA, E. M.; STEFANELLO, M. M. Transposição do banco de sementes para restauração ecológica da floresta estacional no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 12, n. 2, p. 227-235, 2017.
- PIMM, S. L.; RAVEN, P. Extinction by numbers. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 843-845, 2000.
- POTT, C. M.; ESTRELA, C. C. Histórico ambiental: desastres ambientais e o despertar de um novo pensamento. **Estudos avançados**, v. 31, n. 89, p. 271-283, 2017.

- PRICE, P. W.; BOUTON, C. E.; GROSS, P.; MCPHERON, B. A.; THOMPSON, J. N.; WEIS, A. E. Interactions Among Three Trophic Levels: Influence of Plants on Interactions Between Insect Herbivores and Natural Enemies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 11(1), 41–65, 1980.
- RAUSHER, M. D.; FEENY, P. Herbivoria, densidade de plantas e sucesso reprodutivo da planta: o efeito de *Battus philenor* em *Aristolochia reticulata*, **Ecologia**, p. 905-917, 1980.
- RICKLEFS, R.; RELYEA, R. Adaptations to variable environments (chapter 4). *In: The economy of nature*, 7ª ed. Chart W.H. Freeman and Company, New York, US, p. 130-162, 2014.
- RICKLEFS, R.; RELYEA, R. Predation and herbivory (chapter 14). *In: The economy of nature*, 7ª ed. Chart W.H. Freeman and Company, New York, US, 130-162 pp., 2014.
- RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, 2009.
- RODRIGUES, R. R.; ISERNHAGEM, I.; BRANCALION, P. H. S. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 2009.
- SALLUN FILHO, W.; KARMANN, I. Geomorphological map of the Serra da Bodoquena karst, Westcentral Brazil. **Journal of Maps**, p. 282-295, 2007.
- SALZO, I. **Plano de Manejo Do Parque Nacional Da Serra Da Bodoquena**. Encarte 1. Brasília: MMA, ICMBio, 2013. 91p.
- SILVA, N. M. da; PIVELLO, V. R. Conservação dos remanescentes vegetais de cerrado e a dinâmica de uso e ocupação das terras em Bonito, Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 3, p. 86-96, 2009.
- TORRECILHA, S.; GONÇALVES, R.; LAPS, R. R.; TOMAS, W. M.; MARANHÃO, H. L.; ROQUE, F. O. Registros de espécies de mamíferos e aves ameaçadas em Mato Grosso do Sul com ênfase no Sistema Estadual de Unidades de Conservação. **Iheringia, Série Zoologia**, 107, e2017156, 2017.
- VELOSO, H.P. Sistema fitogeográfico. *In: Manual técnico da vegetação brasileira*. Série Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro: IBGE, v.1, p.8-38, 1991.
- WALLIN L.; SVENSSON, B. M.; LONN, M. Artificial dispersal as a restoration tool in meadows: sowing or planting? **Restoration Ecology**, 17:270–279, 2009.
- WEIS, Arthur E. Plant genotype: a variable factor in insect-plant interactions. **Effects of Resource Distribution on Animal-Plant Interactions**, p. 75-111, 1992.
- WWF – World Wild Foudantion – Brasil (ONG). **Parque da Bodoquena tem nova vitória na Justiça**. Notícia de 26 nov. 2019. Site: <https://www.wwf.org.br/?74224/Parque-da-Bodoquena-tem-nova-vitoria-na-Justica>. Acesso em jan. 2020.

ZAVALA, C. B. R.; FERNANDES, S. S. L.; PEREIRA, Z. V.; SILVA, S. M. Análise fitogeográfica da flora arbustivo-arbórea em ecótono no Planalto da Bodoquena, MS, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 3, p. 907-921, 2017.

ZHANG, Z. Q.; SHU, W. S., LAN, C. Y.; WONG, M. H.. Soil seed banks as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings. **Restoration Ecology**, v.9, n.4, p.378-385, 2001.

4. PREMISSAS, PERGUNTAS E HIPÓTESES

4.1. Premissas

1. As florestas tropicais sofrem variações de composição, densidade e abundância ao longo do território que ocupam, o que é modulado por fatores bióticos e abióticos.
2. O conhecimento sobre a composição e estrutura comunitária da flora local, e de suas interações bióticas e abióticas, instrumentalizam os gestores ambientais para o planejamento e implementação de estratégias de conservação e restauração de áreas degradadas que sejam mais adequadas ao seu contexto.
3. O sucesso da restauração ecológica depende de ações que considerem a adequação das técnicas às condições ambientais do local e dos recursos existentes para sua implantação, manejo e monitoramento contínuos, até o momento em que o sistema se torne autossustentável.

4.2. Perguntas

1. Qual é a composição e quais são as características estruturais da FED sobre gradiente de afloramento rochoso calcário do Parque Nacional da Serra da Bodoquena?
2. A posição topográfica, considerando a elevação do terreno e a declividade, interferem na composição e estrutura dessa comunidade?
3. O sombreamento artificial é uma boa opção para o controle da braquiária nos plantios de restauração em pequena escala?
4. O sombreamento interfere na emergência e estabelecimento das espécies vegetais nativas?
5. A topografia interfere na emergência e estabelecimento das espécies vegetais nativas?
6. A semeadura direta de sementes nativas é um método de restauração viável para área sobre gradiente topográfico, afloramento rochoso e dominada por braquiária?
7. A transposição do banco de sementes do solo (*topsoil*) é um método de restauração viável para área sobre gradiente topográfico, afloramento rochoso e dominada por braquiária?

8. A combinação das técnicas de restauração e diferentes graus de sombreamento interferem na emergência e estabelecimento de plântulas?
9. Os métodos de restauração selecionados podem proporcionar alto índice de sucesso e relativa facilidade de aplicação em condições ambientais desfavoráveis à mecanização?

4.3. Hipóteses

1. A vegetação nativa sobre gradiente topográfico no PARNA Serra da Bodoquena possui diferenças estruturais nas diferentes posições do relevo.
2. A vegetação nativa sobre gradiente topográfico no PARNA Serra da Bodoquena possui variação na diversidade ao longo do gradiente de relevo.
3. A composição de espécies arbóreas da comunidade está associada com a posição topográfica que ocupa.
3. A emergência e o estabelecimento de espécies arbóreas nativas plantadas com semeadura direta têm associação com as variáveis topográficas.
4. Variações na topografia interferem na emergência e o estabelecimento de espécies nativas do banco de sementes do solo.
5. Variações no sombreamento interferem na emergência e no desenvolvimento inicial de espécies vegetais nativas.

5. OBJETIVOS

5.1. Geral

Conhecer a composição e a estrutura da comunidade arbustivo-arbórea de floresta decidual sobre gradiente altitudinal de relevo cárstico, bem como suas características ecológicas, e avaliar técnicas de restauração de baixo custo que atendam às peculiaridades do Parque Nacional da Serra da Bodoquena e áreas na região tropical com características similares.

5.2. Específicos

- 1) Caracterizar a composição e a estrutura da comunidade arbustivo-arbórea e analisar os efeitos dos componentes abióticos associados (topografia, declive), em gradiente ambiental de floresta estacional decidual no Parque Nacional da Serra da Bodoquena.

- 2) Testar a viabilidade da semeadura direta em gradiente ambiental de afloramento rochoso dominado por gramínea exótica sob diferentes tratamentos.
- 3) Testar a viabilidade da transposição de banco de sementes do solo (*topsoil*) para restauração de gradiente topográfico dominado por gramínea exótica e sob diferentes tratamentos.
- 4) Avaliar a emergência e o estabelecimento de plântulas sob diferentes posições no relevo e sombreamentos.
- 5) Avaliar viabilidade dos métodos de restauração ambiental e técnicas de manejo em contexto adverso (escassez de recurso financeiro e laboral, condições ambientais desfavoráveis).
- 6) Identificar obstáculos à implantação de projetos e ao manejo das áreas em processo de restauração ecológica e propor técnicas adequadas ao contexto local.

ARTIGO 1 - Heterogeneidade florístico-estrutural de floresta tropical decídua
sobre gradiente topográfico de afloramento calcário

Heterogeneidade florístico-estrutural de floresta tropical decídua sobre gradiente topográfico de afloramento calcário

Carmen Beatriz Reiss Zavala & Zefa Valdivina Pereira

Resumo:

Florestas tropicais decíduas sobre afloramento calcário possuem grande relevância ecológica e encontram-se ameaçadas pelas atividades humanas, levando à necessidade de conhecimento acerca de sua composição e estrutura, com vistas à conservação e restauração dos remanescentes alterados. A topografia e as condições edáficas são geradoras de grande heterogeneidade ambiental e precisam ser consideradas nos trabalhos fitossociológicos. Objetivamos aqui avaliar a variação na composição e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta decidual em três áreas de um gradiente topográfico no Parque Nacional da Serra da Bodoquena. Foram amostradas 102 parcelas contíguas de 10 x 10 m (100 m²), sendo 34 parcelas por faixa de relevo (base, encosta e topo) e área total de 1,02 ha. Foram incluídos todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com PAP \geq 10 cm e estimadas as alturas. Foram calculados os estimadores de riqueza, os parâmetros fitossociológicos usuais e a diversidade. Os dados das variáveis foram ordenados em NMDS pelo coeficiente de Bray-Curtis. Como resultado, na área total obteve-se 2.385 indivíduos pertencentes a 70 espécies, 49 gêneros e 29 famílias botânicas, com área basal de 25,44 m²/ha. Os estimadores de riqueza Jackknife 1 e Chao 2 apresentaram valores próximos da riqueza observada, e as curvas de rarefação tenderam à estabilização, validando a amostragem. A densidade foi crescente do topo para a base. A diversidade e a equabilidade foram maiores no topo, seguido da base. Os diâmetros se concentraram na primeira classe, até 13,1 cm, e a média de alturas foi de 5,25 m, com predomínio de sub-bosque na estrutura vertical. Algumas espécies amostradas ainda não possuíam registro para a região. A análise exploratória de ordenação revelou maior distância das parcelas e espécies do topo do morro em relação às parcelas e espécies das outras duas áreas. Este levantamento acrescentou novos dados sobre a composição e estrutura das florestas decíduas da Serra da Bodoquena, verificando que a topografia responde pelas variações florístico-estruturais observadas.

Palavras-chave: biodiversidade, fitossociologia, topografia, Serra da Bodoquena, NMDS.

1. INTRODUÇÃO

As florestas estacionais decíduais são caracterizadas pela elevada deciduidade do componente arbóreo, que obedecem aos ciclos sazonais, e possuem características ecológicas únicas que precisam ser melhor conhecidas (ESPÍRITO-SANTO, 2008). Ocorrem nas regiões tropicais de clima estacional, de precipitação anual abaixo de 2000 mm (PENNINGTON et al., 2000) e sobre solos muito férteis (NASCIMENTO et al., 2004; SALIS et al., 2004; KILCA et al., 2009), estando distribuídas como encaves ao longo da América do Sul. No Brasil, são classificadas como formações do domínio Mata Atlântica (IBGE, 2004), mas ocorrem ao longo do Planalto Central, formando um mosaico com as fisionomias do Cerrado e compondo áreas de transição florística (RIZZINI, 1997; SILVA, 2011).

A ocorrência sobre solos calcários origina feições de florística e estrutura próprias, sendo distintas de florestas em outros tipos de solo (RIZZINI, 1997; IVANAUSKAS; RODRIGUES, 2000; SCARIOT; SEVILHA, 2005; CARVALHO; FELFILI, 2011). Devido à composição mineralógica com predominância de calcita (CaCO_3), essas rochas são facilmente dissolvidas pela água e fraturadas em decorrência das variações de temperatura e pressão, produzindo micro habitats, aos quais as espécies destas florestas estão adaptadas (RODRIGUES; RIBEIRO, 2009; GONZAGA, 2013; GONÇALVES, 2015). Suas raízes crescem sobre a rocha, adentrando as fraturas e depositando matéria orgânica que, em contato com os íons cálcio, resultam em elevados teores de carbono orgânico, produzindo um solo superficial raso, porém rico em nutrientes (PEREIRA et al., 2013).

Ocupam as menores extensões territoriais relativas às demais formações no estado de Mato Grosso do Sul (MMA, 2015), estando fragilizadas pelas pressões antrópicas. Seu desmatamento pode levar à extinção de espécies endêmicas, à redução das populações e da diversidade genética, com efeitos negativos sobre toda a biodiversidade local e regional (DAMASCENO JUNIOR, et al., 2000).

Localizada no centro-sul do continente Sul-Americano, a Serra da Bodoquena é zona de contatos florísticos originários de várias direções do continente, apresentando características únicas que contribuem para uma elevada diversidade alfa e beta (ZAVALA et al, 2017). Nos interflúvios e encostas da Serra da Bodoquena ocorrem fisionomias típicas das savanas e de florestas estacionais decíduais com estrato arbóreo de até 30 m de altura, contendo gêneros florísticos de origem afro-amazônica e andino-argentina (PRADO; GIBBS, 1993; IBGE, 2004). Estas formações ocorrem sobre afloramentos calcários e compõem uma cadeia de formações residuais remanescentes da extensa área florestal que teria existido no período de máximo

glacial, interligando as caatingas, as florestas semidecíduas paranaenses e os flancos orientais andinos (PRADO E GIBBS, 1993; PENNINGTON et al., 2000, 2006). Constitui-se na maior área contínua de florestas e transição savana-floresta desta região, e que se mantém, principalmente, pela dificuldade de acesso (OLIVEIRA et al., 2009). Por sua importância ecológica, social e econômica, atualmente, a maior parcela desta vegetação é área de proteção integral do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB), com aproximadamente 76.500 ha. Porém, as ameaças, devido à expansão da agricultura e pecuária, são iminentes (REGO, 2008; OLIVEIRA et al., 2009; OLIVEIRA, 2014).

A topografia e as condições edáficas são geradoras de grande heterogeneidade ambiental, inclusive florístico-estrutural (SALIS et al., 2004; WHITE; HOOD, 2004), e precisam ser melhor estudadas. Os estudos fitossociológicos amostram as comunidades vegetais *in loco*, e são imprescindíveis para o conhecimento sobre sua composição e estrutura (FELFILI; VENTUROLI, 2000; BRITO et al., 2007), gerando informações úteis para tomada de decisão no âmbito da gestão e restauração ambiental. Com este estudo, objetivamos levantar os dados fitossociológicos e avaliar a variação na composição e estrutura do componente arbustivo-arbóreo ao longo do gradiente topográfico de uma floresta estacional decidual sobre afloramento calcário localizada no Parque Nacional da Serra da Bodoquena.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em uma toposequência de Floresta Estacional Decidual localizada na região conhecida como sumidouro do rio Perdido, na porção sul do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (Figura 1).

O clima é Tropical Chuvoso de Savana (Aw) (KÖPPEN, 1948), com precipitação anual média de 1600 a 1800 mm e estacionalidade definida por um período chuvoso, de outubro a março, e outro seco, de abril a setembro, com maior intensidade da seca entre junho e agosto. As temperaturas médias anuais variam de 22°C a 26°C, com máximas absolutas que chegam a 40°C, e mínimas absolutas a 0°C.

Com grande diversidade de solos, devido ao seu relevo movimentado de geologia complexa, a região apresenta variações litológicas ao longo de gradientes altitudinais (SALLUN FILHO; KARMANN, 2007; CAMPANHA, 2011). Foram identificados em uma toposequência na Serra da Bodoquena os solos classificados como: Organossolo Fólico Sáprico lítico, Chernossolo Háptico Órtico típico, Chernossolo Argilúvico Órticotípico, Gleissolo

Melânico Carbonático chernossólico e Gleissolo Melânico Carbonático organossólico (PEREIRA et al., 2013).

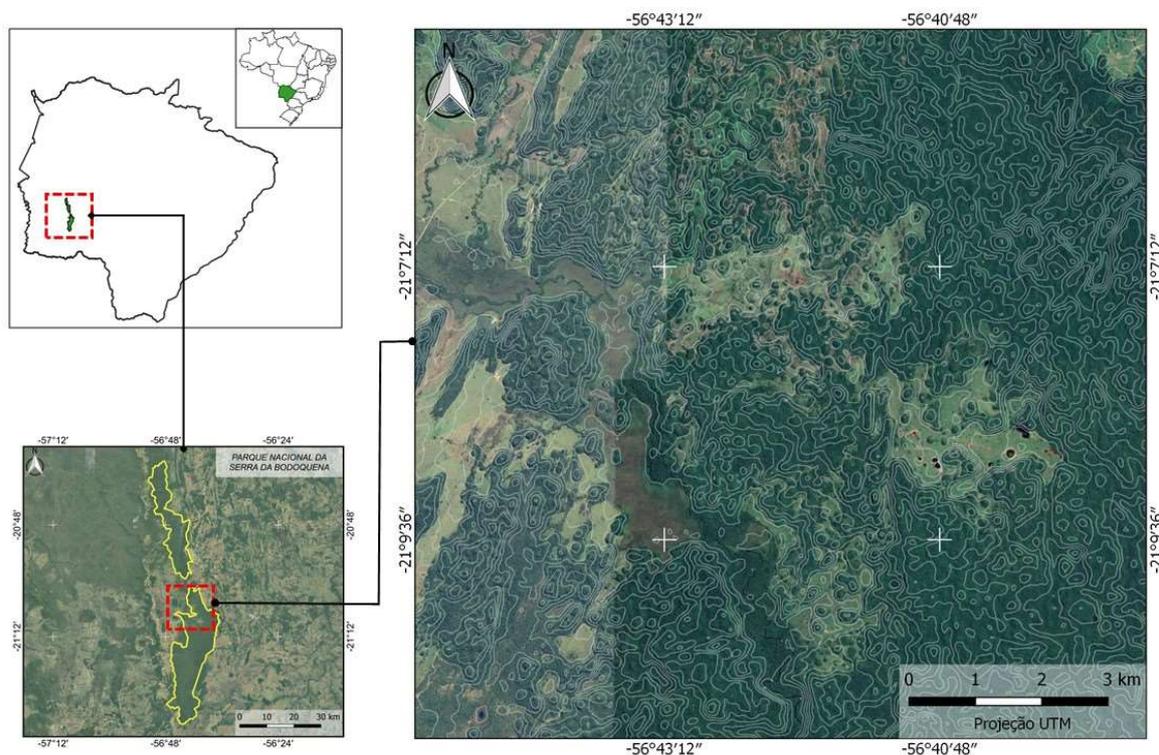


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, MS, Brasil.

A toposequência foi dividida em três áreas, de acordo com a posição do relevo, sendo: 1) topo do morro, de terreno plano à levemente ondulado; 2) encosta, com declive acentuado, entre 40° e 60° de inclinação, situada logo abaixo do topo; 3) base, de declive entre 15° e 30° de inclinação.

2.2. Amostragem

A amostragem florística ocorreu entre janeiro de 2017 e julho de 2018, com incursões para reconhecimento da área, coleta de dados ambientais e material botânico fértil e vegetativo para identificação dos morfotipos e incorporação ao Herbário da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD). As identificações botânicas ocorreram mediante consulta a especialistas, chaves de identificação, bibliografias diversas e comparação com o material de herbários físico (UFGD) e Herbário Virtual Re flora.

Cada uma das três áreas foi delimitada em 34 parcelas contíguas de 10 x 10 m (100 m²), dispostas em faixa horizontal dentro de cada seção topográfica, correspondendo ao total de 102 parcelas e área total de 1,02 ha.

O critério de inclusão foi o perímetro à altura do peito (PAP) ≥ 10 cm para todas as árvores e/ou arbustos vivos. Foram estimadas as alturas de cada indivíduo incluído, que receberam marcação com plaquetas de numeração identificadora. As amostras de material reprodutivo e vegetativo coletadas, foram herborizadas e as exsicatas incorporadas ao acervo do Herbário da UFGD.

Os taxa foram classificados conforme APG III (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2009). A conferência dos epítetos e famílias foi realizada mediante consulta ao banco de dados das plataformas da Lista de Espécies da Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL, 2020), *Species link* e *The Plant List*.

2.3. Análise dos dados

A partir dos dados primários de PAP (convertido para DAP) e altura, em função da área amostral, foram gerados os parâmetros fitossociológicos usuais (MUELLER-DOMBOIS; ELEMENBERG, 1974) utilizando o *software* FITOPAC 2.1.2 (SHEPHERD, 2010). Na estatística descritiva utilizamos tabelas e gráficos com dados absolutos de número de indivíduos e área basal, e relativos para densidade, dominância e frequência, obtendo, com a soma dos três últimos, o Valor de Importância (VI). A diversidade alfa foi calculada através dos índices de diversidade de Shannon (H'), que atribui maior peso para espécies de baixa ocorrência, e de Pielou (J'), que calcula a razão entre a diversidade encontrada na amostragem com a diversidade máxima que poderá ser atingida, com base na distribuição das abundâncias das espécies (BROWNER; ZAR, 1984).

Buscando estimar se o rol de espécies amostradas corresponde à riqueza esperada, utilizamos os estimadores *Chao*, *Jackknife* e *Bootstrap*. Estes diferem entre si da seguinte forma: 1) Jackknife 1 e 2: se baseiam na abundância de espécies raras (número de *singletons/doubletons*). Chao 2 – considera a presença/ausência das espécies raras (número de *uniques/duplicates*); Bootstrap: também se baseia na presença/ausência, porém estandardiza as comparações de riqueza de espécies para um número comum de indivíduos (FREITAS; MAGALHÃES, 2012). Os estimadores de riqueza foram calculados no software Past 3.22 (HAMMER et al., 2018).

2.3. Análise Multivariada

Para verificação de agrupamento das espécies, utilizamos análise multivariada pelo Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) (MINCHIN, 1987). A partir de uma matriz de abundância das espécies nas 102 parcelas amostradas, foi gerado o gráfico de

ordenação pelo coeficiente de distância de Bray-Curtis, utilizando o *software* R 3.5.1 (R CORE TEAM, 2018) e pacote Vegan (OKSANEN et al., 2018). Foi utilizado o valor do *stress* (*Standardized Residual Sum of Squares*) para indicar a representatividade das distâncias representadas no diagrama frente as originais, obtidas na amostragem (MICHIN, 1987). Na análise de variância multivariada (MANOVA), testamos a significância na variação do conjunto de dados (FRIEDRICH et al., 2016).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostrados 2.385 indivíduos, com densidade total de 2.339 ind./ha e a área basal de 25,44 m²/ha (Tabela 1). A base foi a área mais densa dentre as três avaliadas, com 3.223 ind./ha⁻¹, superando em 47% a densidade do topo e em 35,4% a da encosta e explicando sua maior área basal (9,02 m²/ha). A encosta obteve os menores valores de área basal, altura média e índices de diversidade. Em contraposição, o topo obteve os maiores valores nestes quesitos.

Tabela 1. Dados fitossociológicos do componente arbustivo-arbóreo de floresta decidual sobre morro no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Bonito – MS, Brasil. E- encosta; NI – número de Indivíduos; Esp – número de espécies; Gên – gênero; Fam – número de famílias; Dens – densidade (Nind.ha⁻¹); AB – área basal (m².ha); AM – altura média do estrato arbóreo em metros; *mínima e máxima; H' - diversidade de Shannon-Wiener (nats.ind.); e J' - equabilidade de Pielou.

Área	NI	Esp	Gên	Fam	Dens	AB	AM	H'	J'
Total	2385	70	59	29	2339±214	25,44	5,25 (*1,5 – 26)	3,05	0,72
Topo	581	42	40	21	1708±389	8,56	5,60 (*1,7 – 26)	2,94	0,79
Encosta	708	44	40	22	2082±216	7,86	4,82 (*1,5 – 25)	2,75	0,73
Base	1096	46	42	21	3223±300	9,02	5,35 (*1,8 – 22)	2,88	0,75

Avaliando os dados, sugere-se que o maior número de indivíduos e densidade presente na base esteja associado a maior quantidade de solo, umidade e nutrientes, características comuns de áreas baixas (SILVA JÚNIOR et al., 2001; ROSS et al., 1992). Pelo histórico de corte seletivo de árvores, pode-se inferir que a base deve ter sido mais afetada por esta atividade, já que houveram muitos indivíduos jovens, que são componentes de estrato arbóreo, mas que apresentaram pequeno porte, tanto em diâmetro, quanto em altura. Em relação aos maiores índices de altura média e área basal registrados no topo, sabendo-se que a densidade de indivíduos foi menor nesta área, tem se a compreensão de que estão relacionados ao estágio sucessional mais avançado da comunidade, com indivíduos de maior porte.

Ao todo, foram registradas 70 espécies, distribuídas em 49 gêneros e 29 famílias botânicas, sendo que sete foram identificadas até o nível de gênero e uma até família. As curvas de rarefação (Figura 2) indicaram suficiência amostral nas três topografias.

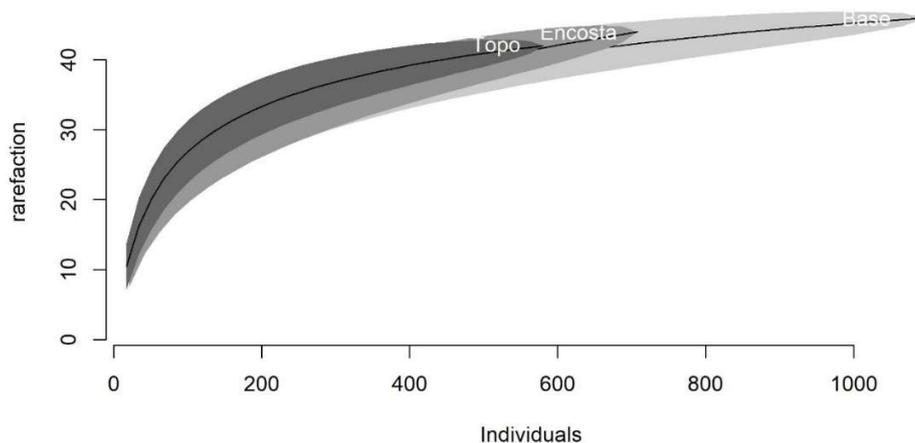


Figura 2. Curva de rarefação espécie-área por posição topográfica.

Os estimadores de riqueza (Tabela 2) validaram a amostragem, sendo Jackknife 1 e Chao 2 os mais próximos do valor observado, reforçando a suficiência na coleta de dados (FREITAS; MAGALHÃES, 2012).

Tabela 2. Estimadores de diversidade aplicados à amostragem fitossociológica de floresta decidual no PNSB.

Estimadores	Riqueza (dp)
Chao 2:	68,60 ± 5,56
Jackknife 1:	72,18 ± 4,13
Jackknife 2:	73,99 ± 7,02
Bootstrap:	64,22 ± 2,96

A diversidade encontrada se assemelha a outros trabalhos com floresta decídua. Na região sudeste do país, Ivanauskas e Rodrigues (2000) registraram $H' = 3,00$ e Siqueira et al. (2009) $H' = 2,76$ e $2,59$. Em Goiás, Silva e Scariot (2003; 2004) encontraram os valores de $2,99$ e $3,18$ para florestas deciduais em afloramento calcário. Hack et al. (2005), Almeida et al. (2015) e Bambolim et al. (2018) encontraram $3,63$, $3,12$ e $3,34$, respectivamente, na região sul do Brasil. Em termos de equabilidade, os valores vão desde $0,66$ a $0,83$ (SIQUEIRA et al., 2009; SILVA; SCARIOT, 2003; IVANAUSKAS; RODRIGUES, 2000; BAMBOLIN et al., 2018).

Em 2002, Oliveira Filho e Ratter levantaram as espécies descritas para FED no Cerrado brasileiro e chegaram à 100 espécies próprias desta formação. Todavia, em nível local, estudos geralmente trazem riquezas inferiores a esta (OLIVEIRA FILHO e RATTER, 2002). Na borda oeste do Pantanal, foram relatadas riquezas entre 24 e 47 espécies para fragmentos de floresta decídua, e 79 para um conjunto de quatro áreas amostradas, distribuídas em até 30 famílias (SALIS et al., 2004; LIMA et al., 2010)

A área basal total (25,44 m²ha) pode ser considerada elevada, quando comparada aos registros para outras florestas decíduais. A variação ao longo do território é ampla, com valores que vão de 8,45 a 28,34 m².ha, incluindo florestas de Goiás (SILVA e SCARIOT, 2003; SILVA e SCARIOT, 2004; NASCIMENTO et al., 2004; SCARIOT e SEVILHA, 2005), Minas Gerais (SIQUEIRA et al., 2009), Santa Catarina (FREITAS et al., 2019) e Rio Grande do Sul (HACK et al., 2005).

A estrutura horizontal da floresta permite identificar classes onde há déficit ou superávit de árvores, levando ao conceito de floresta balanceada (SCOLFORO et al., 1997). Avaliando a distribuição diamétrica para a área total (Figura 3), tem-se uma curva normal em progressão geométrica decrescente, na forma de J invertido, e maior concentração de diâmetros na primeira classe, com 83% dos indivíduos amostrados, contra apenas 16,7% de classes superior a 13,1 cm. A linha indica tendência de distribuição balanceada (MACHADO et al., 2004; ALVES JR. et al., 2009), que é própria de florestas inequânneas, as quais apresentam árvores de diferentes idades (ALVES JR. et al., 2010) e típica de florestas tropicais maduras (FREITAS et al., 2019). No entanto, esta área sofreu com desmatamentos consecutivos e corte seletivo de árvores entre 1984 e 2000 (OLIVEIRA, 2014), indicando que a distribuição diamétrica observada deve ser de uma floresta em regeneração, justificando a ocorrência de apenas 1,3% dos diâmetros acima de 33 cm.

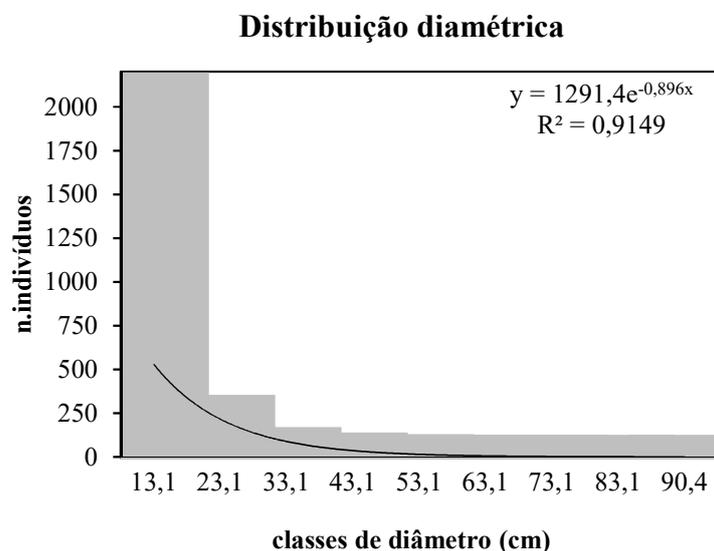


Figura 3. Distribuição dos indivíduos amostrados por classes de diâmetro em todo o gradiente topográfico de floresta decidual no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Brasil.

Além dos eventos antrópicos, os fenômenos naturais também podem modelar a estrutura da floresta. A caducifolia e os distúrbios no dossel que levam à abertura de clareiras, são importantes para a dinâmica florestal, já que a maior disponibilidade de luz favorece a

germinação e o crescimento das espécies pioneiras e de sucessão inicial, preenchendo os espaços no sub-bosque (WHITMORE, 1996). A ocorrência de muitos indivíduos jovens e de espécies pioneiras arbusivas, localizados na primeira ou segunda classes de diâmetro, caracteriza o contínuo recrutamento (JARDIM; QUADROS, 2016; HIGUCHI, et al., 2008). Esta característica permite prever a continuidade da comunidade ao longo do tempo (BIANCHIN; BELLÉ, 2013).

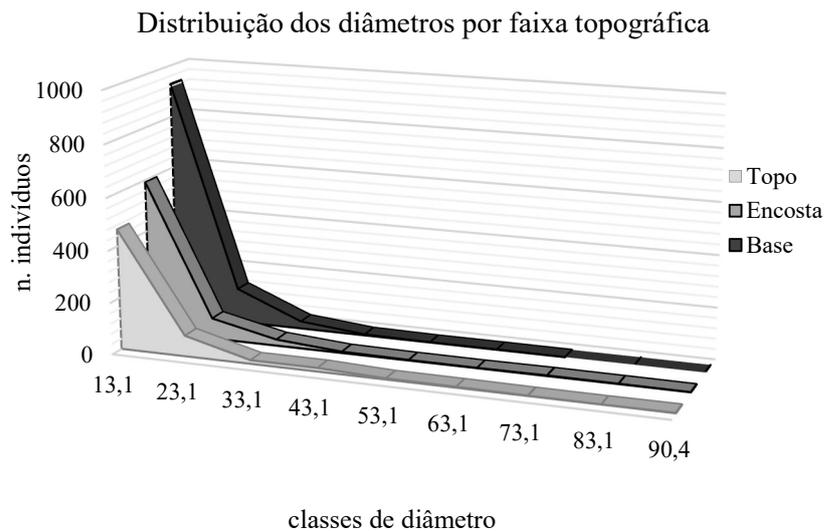


Figura 4. Distribuição dos indivíduos amostrados por classes de diâmetro em cada faixa altitudinal da floresta decidual no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Brasil.

O comportamento da curva de diâmetros nas diferentes posições do relevo foi semelhante. Contudo, a base apresentou maior densidade de indivíduos, explicando também sua maior área basal. Competição por luz e diferenças interespecíficas na tolerância à sombra são consideradas determinantes-chave da estrutura horizontal da floresta, onde as faixas etárias de espécies tolerantes à sombra tendem a ter distribuições de diâmetro monotônico em declive acentuado (curvas em J inverso) (ZAVALA et al., 2007). Os estágios juvenis podem ter um efeito desproporcional na estrutura horizontal e na composição da comunidade, comparativamente à competição em estágios posteriores (KOBÉ et al., 1995; ZAVALA et al., 2007), como observado na distribuição dos diâmetros.

Quanto à estratificação vertical (Figura 5), a amostra esteve concentrada nas duas primeiras classes, com média de altura geral em 5,25 m, indicando que poucos indivíduos atingem o dossel. Os valores variaram de 1,5 m a 26 m, e maior frequência de alturas nas classes até 7,5 m, configurando uma floresta jovem em regeneração, como já observado para os diâmetros, e com sub-bosque muito denso. As maiores alturas do estrato arbóreo para estas

florestas estão em torno de 25 m, como característica intrínseca de formações mesofíticas (PRADO e GIBBS, 1993; NASCIMENTO et al., 2004).

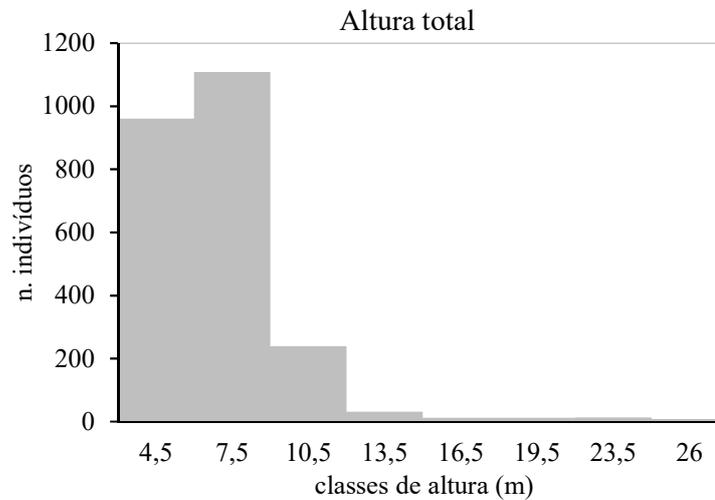


Figura 5. Distribuição dos indivíduos amostrados por classes de altura no gradiente topográfico de floresta decidual no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Brasil.

A estrutura vertical do estrato arbustivo-arbóreo teve maior média no topo, seguido da base (Figura 6), sendo que nestas a classe mais representativa foi de 4,6-7,5 m. As classes de 7,6-13,5 foram menores na encosta que no restante do gradiente, e a primeira classe (até 4,5 m) foi mais numerosa nesta área, diminuindo a média de alturas.

A estrutura vertical do estrato arbustivo-arbóreo foi crescente em direção à base (Figura 6), assim como a densidade, o que foi constatado também por Carvalho *et al.* (2005) ao estudar uma floresta ripária em gradiente topográfico.

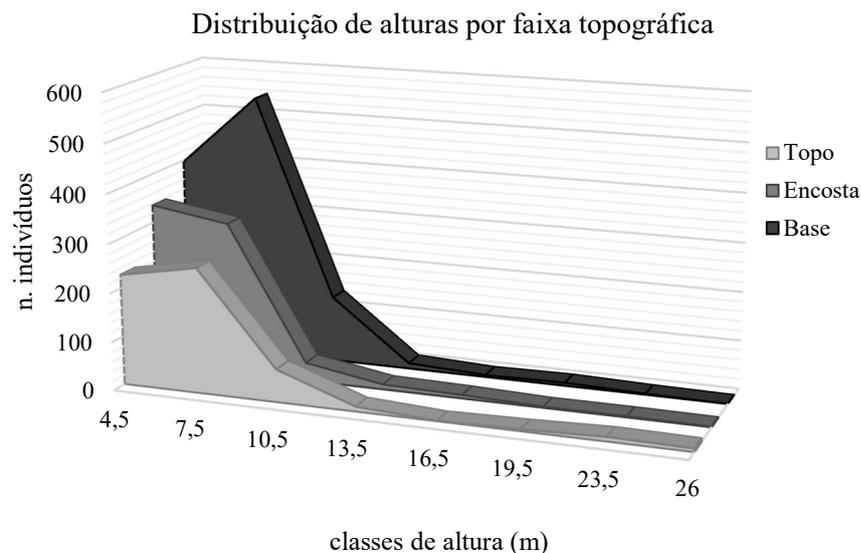


Figura 6. Distribuição dos indivíduos amostrados por classes de altura em três faixas topográficas, com intervalos de três metros, em floresta decidual no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Brasil.

Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos das espécies inventariadas em Floresta Estacional Decidual, no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Bonito – MS. Espécies em ordem de valor de importância (VI) na avaliação geral (G). Avaliação geral (G), da área total, e por faixa topográfica: topo (T), encosta (M) e base (B). Abreviações: NI – número de indivíduos; DR – densidade relativa; FR – frequência relativa; DoR – dominância relativa.

Família	Espécie	VI G	NI			DR			FR			DoR		
			T	E	B	T	E	B	T	E	B	T	E	B
Malvaceae	<i>Ceiba pubiflora</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	77,44	150	214	307	25,82	30,23	28,01	9,09	10,6	8,46	39,85	40,86	39,55
Cactaceae	<i>Cereus bicolor</i> Rizzini & A.Mattos	22,10	27	39	44	4,65	5,51	4,01	4,55	6,75	4,48	7,73	14,93	14,33
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	17,21	24	31	53	4,13	4,38	4,84	4,55	6,43	5,97	6,66	13,11	1,39
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	14,07	65	9	74	11,19	1,27	6,75	6,82	1,29	5,22	6,24	0,35	3,62
Fabaceae	<i>Dalbergia</i> sp.	12,82	19	24	66	3,27	3,39	6,02	4,55	5,14	5,47	5,24	0,92	3,15
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	11,23	18	45	36	3,10	6,36	3,28	4,92	6,75	4,23	0,56	3,05	1,29
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	10,42	26	18	35	4,48	2,54	3,19	5,68	3,86	5,22	2,76	1,89	2,01
Malvaceae	<i>Helicteres lhotzkyana</i> (Schott & Endl.) K.Schum.	10,37	7	56	70	1,20	7,91	6,39	1,14	3,86	3,98	0,31	2,14	2,46
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	9,62	8	9	41	1,38	1,27	3,74	3,03	2,25	4,98	6,24	2,25	2,35
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	9,30	3	67	13	0,52	9,46	1,19	0,76	8,68	1,99	0,16	5,21	1,09
Fabaceae	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	8,69	37	29	11	6,37	4,10	1,00	3,03	5,14	1,49	2,73	4,12	0,61
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	6,52	13	6	39	2,24	0,85	3,56	3,03	1,61	4,23	0,64	0,53	1,87
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Donex Steud.	5,84	10	4	18	1,72	0,56	1,64	2,65	1,29	2,99	3,44	0,32	2,54
Rubiaceae	<i>Calycophyllum multiflorum</i> Griseb.	5,80	5	19	23	0,86	2,68	2,10	1,52	2,57	3,73	1,12	0,63	1,46
Fabaceae	<i>Machaerium</i> sp.	5,70	8	1	42	1,38	0,14	3,83	2,27	0,32	4,23	0,78	0,03	2,40
Rubiaceae	<i>Randia ferox</i> (Cham. & Schtdl.) DC.	5,69	12	15	25	2,07	2,12	2,28	2,27	4,18	2,74	0,26	0,49	0,63
Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	5,67	16	1	5	2,75	0,14	0,46	4,17	0,32	1,24	2,99	0,63	5,12
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	5,65	5	15	3	0,86	2,12	0,27	1,89	3,22	0,75	2,44	3,44	2,72
Phyllanthaceae	<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	5,38	0	1	59	0,00	0,14	5,38	0,00	0,32	4,98	0,00	0,07	1,98
Rutaceae	<i>Zanthoxylum</i> sp.1	5,13	18	12	1	3,10	1,69	0,09	4,92	3,22	0,25	3,81	0,33	0,03
Apocynaceae	<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	4,20	0	19	18	0,00	2,68	1,64	0,00	3,22	2,99	0,00	0,47	0,75
Salicaceae	<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	3,68	3	5	23	0,52	0,71	2,10	1,14	1,61	2,99	0,09	0,39	0,55
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	2,78	0	2	12	0,00	0,28	1,09	0,00	0,32	2,49	0,00	0,20	2,85
Asteraceae	<i>Lessingianthus scabrifolius</i> (Hieron.) H.Rob.	2,62	25	4	0	4,30	0,56	0,00	3,79	0,64	0,00	0,46	0,09	0,00
Apocynaceae	<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart. & Zucc.	2,35	8	9	0	1,38	1,27	0,00	1,89	2,89	0,00	0,45	0,20	0,00
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	2,30	0	6	7	0,00	0,85	0,64	0,00	1,93	1,49	0,00	0,66	0,93
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	2,26	7	3	6	1,20	0,42	0,55	2,27	0,64	1,00	0,37	0,35	0,38
Fabaceae	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	2,22	2	15	2	0,34	2,12	0,18	0,76	2,25	0,50	0,27	0,60	0,08
Rutaceae	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	1,99	15	1	1	2,58	0,14	0,09	3,03	0,32	0,25	0,74	0,01	0,03
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	1,89	9	1	3	1,55	0,14	0,27	3,03	0,32	0,50	0,49	0,03	0,15
Euphorbiaceae	<i>Acalypha villosa</i> Jacq.	1,63	11	0	0	1,89	0,00	0,00	3,41	0,00	0,00	0,74	0,00	0,00
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	1,63	5	1	2	0,86	0,14	0,18	1,89	0,32	0,50	0,85	0,24	0,33

Myrtaceae	<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	1,15	0	3	10	0,00	0,42	0,91	0,00	0,64	0,75	0,00	0,10	0,19
Euphorbiaceae	<i>Adelia membranifolia</i> (Müll. Arg.) Chodat & Hassl.	1,11	1	0	6	0,17	0,00	0,55	0,38	0,00	1,24	0,06	0,00	0,24
Meliaceae	<i>Trichilia claussemi</i> C.DC.	1,06	0	0	8	0,00	0,00	0,73	0,00	0,00	1,24	0,00	0,00	0,60
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	0,91	0	1	4	0,00	0,00	0,46	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,82
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	0,82	0	0	6	0,00	0,00	0,55	0,00	0,00	1,24	0,00	0,00	0,17
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	0,75	0	5	0	0,00	0,71	0,00	0,00	1,61	0,00	0,00	0,11	0,00
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	0,60	0	3	1	0,00	0,42	0,09	0,00	0,96	0,25	0,00	0,07	0,02
Myrtaceae	<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	0,51	0	3	0	0,00	0,42	0,00	0,00	0,96	0,00	0,00	0,25	0,00
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> sp.	0,50	0	0	4	0,00	0,00	0,36	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00	0,07
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	0,49	4	0	0	0,69	0,00	0,00	1,14	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00
Capparaceae	<i>Crateva tapia</i> L.	0,48	2	0	1	0,34	0,00	0,09	0,76	0,00	0,25	0,14	0,00	0,01
Sapindaceae	<i>Averrhoidium paraguayense</i> Radlk.	0,48	3	0	0	0,52	0,00	0,00	0,76	0,00	0,00	0,45	0,00	0,00
Myrtaceae	<i>Campomanesia</i> sp.	0,47	1	1	1	0,17	0,14	0,09	0,38	0,32	0,25	0,05	0,03	0,04
Fabaceae	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	0,46	0	0	3	0,00	0,00	0,27	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00	0,08
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss	0,45	0	0	3	0,00	0,00	0,27	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00	0,05
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	0,37	0	0	2	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,24
Araceae	<i>Philodendron bipinnatifidum</i> Schott ex Endl.	0,36	0	2	0	0,00	0,28	0,00	0,00	0,64	0,00	0,00	0,25	0,00
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	0,36	0	0	2	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,19
Rubiaceae	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	0,35	0	2	0	0,00	0,28	0,00	0,00	0,64	0,00	0,00	0,20	0,00
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	0,34	2	0	0	0,34	0,00	0,00	0,76	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	0,34	3	0	0	0,52	0,00	0,00	0,76	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00
Malvaceae	<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns	0,33	0	3	0	0,00	0,42	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,33	0,00
Monimiaceae	<i>Mollinedia viridiflora</i> Tul.	0,32	2	0	0	0,34	0,00	0,00	0,76	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00
Rutaceae	<i>Zanthoxylum</i> sp.3	0,31	0	0	2	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,06
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	0,29	0	0	1	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,41
Araliaceae	<i>Aralia excelsa</i> (Griseb.) J.Wen	0,29	2	0	0	0,34	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	0,19	0	0	1	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,13
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	0,18	1	0	0	0,17	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin	0,17	1	0	0	0,17	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	0,16	0	0	1	0,00	0,14	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,07	0,00
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	0,15	1	0	0	0,17	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
Rutaceae	<i>Zanthoxylum</i> sp.2	0,15	0	1	0	0,00	0,14	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,02	0,00
Fabaceae	Fabaceae 1	0,15	0	1	0	0,00	0,14	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,02	0,00
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	0,15	0	1	0	0,00	0,14	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,02	0,00
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	0,15	0	1	0	0,00	0,14	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	0,01	0,00
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	0,15	1	0	0	0,17	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	0,15	0	0	1	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,01
Rubiaceae	<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyer. & Frodin	0,15	1	0	0	0,17	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Total		300	581	708	1096	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Avaliando a altura das plantas, *Ceiba pubiflora* e *Cereus bicolor* apresentaram os indivíduos de menor altura. As espécies mais representativas no sub-bosque foram *Lessingianthus scabrifolius*, *Pilocarpus pennatifolius* e *Acalipha villosa* no topo, *Adelia membranifolia*, *Myrciaria delicatula* e *Prockia crucis* na base, e *Randia ferox*, *Allophylus edulis* e *Cereus bicolor* distribuídas por todo o gradiente. As maiores médias, dentre as espécies mais numerosas, foram de *Parapiptadenia rigida* e *Astronium graveolens* (15 m) na base, sendo os maiores indivíduos de *Dalbergia sp.*, *Anadenanthera colubrina* e *Holocalix balansae* (26 m).

As dez espécies com maior Valor de Importância (VI) representam 58,5% do valor total, sendo que *C. pubiflora* respondeu, isoladamente, por 25,8% desse índice (Tabela 3). Em florestas decíduas de Corumbá – MS, na borda oeste do Pantanal, Lima et al. (2010) registraram *C. pubiflora* com o segundo maior VI em terras baixas e altas, com *A. colubrina* (terras altas) e *Calycophyllum multiflorum* (terras baixas) como as mais importantes naquelas áreas. Neste estudo *C. multiflorum* e *A. colubrina* tiveram distribuição crescente em direção à parte baixa do gradiente.

As florestas decíduas normalmente apresentam alto grau de dominância de poucas espécies e a diversidade das arbóreas no bioma Cerrado tem sido menor que em Cerrado *sensu stricto* e florestas ribeirinhas (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002). Os atuais dados revelam que a floresta amostrada segue o padrão de elevada dominância de poucas espécies, onde *C. pubiflora* dominou 40% e *C. bicolor* 12,3% do ambiente total. Quanto à área basal, *C. pubiflora* foi responsável por 40% do total (10,2 m²).

Outra Malvaceae importante foi *Helicteres lhotzkyana*, que apresentou acréscimo de abundância em direção à parte baixa do gradiente e a terceira em maior densidade. Esta espécie é comum na região de estudo e é encontrada em florestas decíduas e semidecíduas do Mato Grosso do Sul (BAPTISTA- MARIA et al., 2009; ZAVALA et al. 2017; DAMASCENO JR. et al., 2018).

Estiveram na amostragem espécies de ampla distribuição, típicas de florestas decíduas, que são indicadoras da conexão das formações residuais do arco pleistocênico, dentre elas *A. colubrina*, *Myracrodruon urundeuva* e *Aspidosperma pyrifolium*, todas abundantes na área de estudo (ARAÚJO; HARIDASAN, 1997; PRADO; GIBBS, 1993; SANTOS et al. 2015).

Corroborando com este trabalho, Martins *et al.* (2003), estudando a vegetação em gradiente topográfico, concluíram que houve diferenciação nítida entre a área mais baixa e o topo do relevo.

Algumas espécies de Fabaceae demonstraram preferência por partes específicas da topografia. *Senegalia polyphylla*, *Machaerium* sp. e *Peltophorum dubium* ocorreram principalmente na base. *Holocalix balansae* teve incremento em direção ao topo e *Dalbergia* sp. em direção à base, assim como *Anadenanthera colubrina*, porém com incremento menos acentuado. *Piptadenia gonoacantha* apresentou preferência pela encosta e *Parapitadenia rigida* pelo topo.

Balfourodendron riedelianum apresentou preferência por topo (relevo plano levemente ondulado) e base (declive levemente acentuado), ocorrendo pouco na encosta (declive acentuado), e foi a segunda em número de indivíduos. Dentre os representantes do gênero *Zanthoxylum*, as preferências ambientais foram variadas, com espécies (morfotipos) diferentes ocorrendo em cada faixa topográfica.

No gênero *Aspidosperma*, o comportamento entre as espécies também diferiu, e *A. subincanum* ocorreu, em maior número, na base, *A. pyriformium* ocorreu somente na parte alta do relevo (encosta e topo), enquanto *A. parvifolium* e *A. cylindrocarpon* foram encontradas somente no topo. *A. pyriformium* é encontrada desde o leste da Bolívia e do Paraguai, passando pelo Centro-Oeste e Tocantins, até chegar à caatinga, e considerada como componente típico de florestas decíduais calcárias (PEREIRA et al, 2011). Em trabalho de coleta de material e taxonomia do gênero *Aspidosperma* no Mato Grosso do Sul, Machate et al. (2016), encontrou *A. parvifolium* em florestas semidecíduais, e *A. cylindrocarpon*, *A. pyriformium* e *A. subincanum* em florestas submontanas, tanto decíduais quanto semidecíduais.

Considerando-se que esta região é ainda muito pouco conhecida (DAMASCENO JR. et al., 2018), vale destacar que a espécie *Aralia excelsa* não possui registro oficial de ocorrência para o Brasil (FLORA DO BRASIL, 2020). Todavia, é encontrada também em Minas Gerais, em áreas de caatinga arbórea e ecótono (SANTOS et al., 2011; MENINO et al, 2015). *Crateva tapia* é ocorrente em área inundável do Pantanal (DAMASCENO JR. et al, 2005) e, juntamente com *A. excelsa*, *Erythroxylum pelleterianum*, *Actinostemon conceptionis* e *Simira sampaioana*, ainda não possuía registro para a Serra da Bodoquena.

Eugenia florida, *Zanthoxylum riedelianum*, *Guapira opposita* são de ampla ocorrência no Cerrado (SANTOS et al., 2015) e são encontradas ao longo da Serra da Bodoquena nas áreas de encosta e em matas ribeirinhas (BATTILANI et al., 2005; BAPTISTA-MARIA et al., 2009; ZAVALA et al., 2017), assim como no presente estudo.

Chagas et al. (2013) verificou, em seu estudo, que houve variação na luminosidade determinada pela posição do terreno na topografia, no presente estudo, considera-se que o tempo de exposição direta ao sol também é variável entre as três áreas e as diferentes densidades

de indivíduos proporcionam ambientes com luminosidade variável. De acordo com Lee et al. (1996), a quantidade de luz nas clareiras pode ser similar à incidente no dossel, e Kitajima (1996) complementam que ocorrem gradações da borda para o centro da área aberta, variando ao longo do tempo, quando plantas vizinhas crescem, produzindo sombreamento. Aqui, a disponibilidade de luz permitiu a germinação e estabelecimento de espécies caracterizadas como pioneiras (DUZ et al., 2004) como *Lessingianthus scabrifolius*, *Trema micranta* e *Schefflera morototoni*.

Na Figura 7, observamos que Malvaceae possui o maior número de representantes (33,8%), com três espécies. Já Fabaceae, possui abundância relativa menor (20,5%), porém possui a maior riqueza (12 espécies - 17,1%). Juntas, estas concentraram mais de 54% da abundância total. As seis famílias mais abundantes, dentro do universo de 29, contiveram 76% dos indivíduos amostrados.

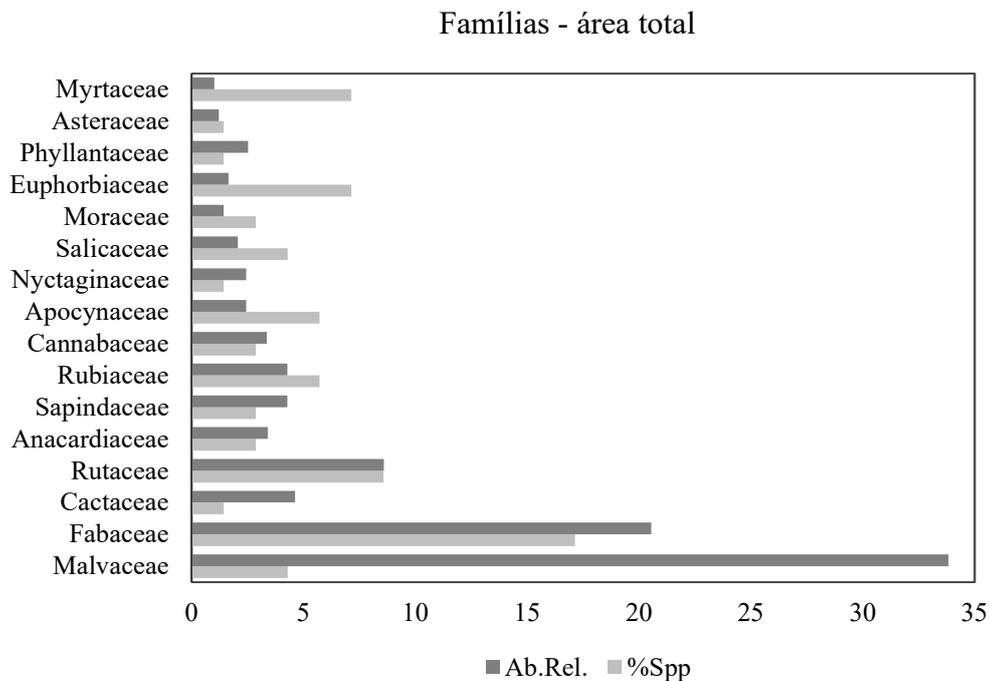


Figura 7. Representação das 16 famílias de maior VI, demonstrando a riqueza e a abundância relativas na área total.

Quatro famílias foram exclusivas do topo (Piperaceae, Capparaceae, Monimiaceae e Araliaceae), três exclusivas da encosta (Verbenaceae, Araceae e Sapotaceae) e quatro exclusivas da base (Capparaceae, Arecaceae, Erythroxylaceae e Primulaceae). Urticaceae e Phyllantaceae não ocorreram no topo. Apenas um indivíduo de Myrtaceae ocorreu no topo, e esta família apresentou incremento na abundância em direção à base.

As formações decíduais na região do Pantanal, tem apresentado distribuição das espécies em até 30 famílias, onde Malvaceae e Fabaceae são muito representativas (SALIS et

microclima e nas configurações da paisagem, e estando diretamente relacionadas com o estabelecimento das formas de vida vegetal no ambiente (RICKLEFS, RELEYA, 2014). Sugere-se que as diferentes incidências de radiação solar no gradiente podem ter colaborado para o padrão observado na distribuição de táxons.

Alamgir et al. (2016) concluíram que as florestas em terrenos elevados têm maior capacidade em provisionar serviços ecossistêmicos diversos, quando comparada às florestas de terras baixas. Segundo estes autores, os gradientes de elevação, precipitação e temperatura, juntamente com a estrutura da floresta, são os principais fatores determinantes para a quantidade de serviços ecossistêmicos fornecidos. Assim, concordamos que os processos que controlam a heterogeneidade espacial nas comunidades arbóreas florestais têm grandes efeitos nas propriedades ecossistêmicas (PACALA; DEUTSHMAN, 1995) e, portanto, devem nortear tomadas de decisão em conservação e restauração ambiental.

Como constatado em outros estudos, topografia, declividade, luminosidade (MYERS; HARMS, 2009; FAIST; COLLINGE, 2015; ELIAS et al., 2019) são fatores limitantes na distribuição dos táxons em gradientes ambientais (BELLO et al., 2013; ARTUSI, et al., 2020), concordando com as evidências deste trabalho. A altitude tem sido considerada como o fator mais importante na segregação de grupos florísticos-estruturais (CABRERA et al., 2019). Em outras regiões tropicais do mundo também se observa a variação na distribuição da flora em gradiente de topografia, com altitude e declive afetando a composição e estrutura da comunidade florestal (SETA et al., 2018).

4. CONCLUSÕES

A floresta foi caracterizada pela elevada dominância de poucas espécies. As diversidades foram consideradas elevadas nas três áreas avaliadas. As estruturas horizontal e vertical indicaram que a floresta é jovem e encontra-se em regeneração. A variação topográfica determinou a variação florístico-estrutural, marcadamente entre o topo e as áreas de encosta.

A heterogeneidade florístico-estrutural do gradiente estudado aponta para a importância de preservação e conservação da vegetação nas várias posições topográficas, visando salvaguardar toda a biodiversidade destes ambientes.

Algumas das espécies pouco abundantes foram registradas pela primeira vez na Serra da Bodoquena, sendo elas: *Aralia excelsa*, *Crateva tapia*, *Erythroxylum pelleterianum*, *Actinostemon conceptionis* e *Simira sampaioana*. A biodiversidade aqui registrada demonstra que é preciso ampliar as pesquisas e inventários biológicos para suprir a carência de

informações e preencher as lacunas de amostragem para a região da Serra da Bodoquena e o Estado de Mato Grosso do Sul, e, assim, dar suporte às ações de conservação e restauração florestal.

5. REFERÊNCIAS

- ALAMGIR, M.; TURTON, S. M.; MACGREGOR, C. J.; PERT, P. L. Assessing regulating and provisioning ecosystem services in a contrasting tropical forest landscape. **Ecological Indicators**, n. 64, p. 319-334, 2016.
- ALMEIDA, C. M. D.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; ROVEDDER, A. P.; SCCOTI, M. S. V.; D'AVILA, M.; ... TONETTO, T. D. S. Análise de agrupamentos em remanescente de floresta estacional decidual. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 3, p. 781-789, 2015.
- ALVES JUNIOR, F. T.; FERREIRA, R. L.; DA SILVA, J. A.; MARANGON, L. C.; COSTA JUNIOR, R. F. Estrutura diamétrica de um fragmento de Floresta Atlântica em matriz de cana-de-açúcar, Catende, Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 328-333, 2009.
- ALVES JÚNIOR, F. T.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A. DA; MARANGON, L. C.; COSTA JÚNIOR, R. F.; SILVA, S. DE O. Utilização do quociente de De Liocourt na avaliação da distribuição diamétrica em fragmentos de Floresta Ombrófila Aberta em Pernambuco. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 2, p. 307-319, 2010
- APG (Angiosperm Phylogeny Group) III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of Linnean Society**, v. 16, n. 20, p. 105-121. 2009.
- ARTUSI, Á. C.; DELEVATTI, H. A. A.; SANTOS TEIXEIRA, C.; MILESI, S. V.; KISSMANN, C.; SAUSEN, T. L. Respostas morfológicas ao alagamento em espécies arbóreas de florestas ribeirinhas subtropicais brasileiras. **Iheringia. Série Botânica**, 75, 2020.
- BAPTISTA-MARIA, V. R.; RODRIGUES, R. R.; DAMASCENO-JUNIOR, G.; MARIA, F. S.; SOUZA, V. C. Composição florística de florestas estacionais ribeirinhas no estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 2, p. 535-548, 2009.
- BATTILANI, J. L.; SCREMIN-DIAS, E. S.; SOUZA, A. L. T. Fitossociologia de um trecho da mata ciliar do rio da Prata, Jardim, MS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.19, n. 3, p. 597-608, 2005.
- BAMBOLIM, A.; DONDE, A. R.; WOJCIECHOWSK, J. C. Análise fitossociológica e estrutura florística de uma floresta estacional decidual. **Journal of Neotropical Agriculture**, v. 5, n. 2, p. 62-68, 2018.
- BROWNER, J.; ZAR, J.H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Dubuque, Iowa. 1984.
- CABRERA, O.; BENÍTEZ, Á.; CUMBICUS, N.; NARANJO, C.; RAMÓN, P.; TINITANA, F.; ESCUDERO, A. (2019). Geomorphology and Altitude Effects on the Diversity and

Structure of the Vanishing Montane Forest of Southern Ecuador. **Diversity**, v. 11, n. 3, 32, 2019.

CAMPANHA, G. A. C.; BOGGIANI, P. C.; SALLUN FILHO, W.; DE SÁ, F. R.; ZUQUIM, M. D. P. S.; PIACENTINI, T. A faixa de dobramento Paraguai na Serra da Bodoquena e depressão do Rio Miranda, Mato Grosso do Sul. **Geologia USP. Série Científica**, v. 11, n. 3, p. 79-96, 2011.

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

CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; VILELA, E. A.; CURI, N.; VAN DEN BERG, E.; FONTES, M. A.; BOTEZELLI, L. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do Rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 2, p. 329-345, 2005.

CHAGAS, C. S.; FERNANDES FILHO, E. I.; BHERING, S. B. Relação entre atributos do terreno, material de origem e solos em uma área no noroeste do estado do Rio de Janeiro. **Sociedade & Natureza**, v. 25, n. 1, p. 147-162, 2013.

DAMASCENO-JUNIOR, G. A.; POTT, A.; NEVES, D. R. M.; SCIAMARELLI, A.; FINA, B. G. Flora lenhosa de Florestas estacionais do estado de Mato Grosso do Sul: estado da arte. **Iheringia. Série Botânica.**, 73, 65-79, 2018.

DAMASCENO-JR, G. A.; SEMIR, J.; SANTOS, F. A. M.; LEITÃO-FILHO, H. F. Structure, distribution of species and inundation in a riparian forest Rio Paraguai, Pantanal, Brazil. **Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 200, n. 2, p. 119-135, 2005.

DAMASCENO JR, G. A.; NAKAJIMA, J. N.; REZENDE, U. M. Levantamento florístico das cabeceiras dos rios Negro, Aquidauana, Taquari e Miranda no Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. **RAP Bulletin of Biological Assesment**, v. 18, p. 152-162, 2000.

DIXON, T. H. **SAR Interferometry and Surface Change Detection**. University of Miami, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Sciences, RASMAS TR 95-003, 1995.

DUZ, S. R.; SIMINSKI, A.; SANTOS, M.; PAULILO, M. T. S. Crescimento inicial de três espécies arbóreas da Floresta Atlântica em resposta à variação na quantidade de luz. **Brazilian Journal of Botany**, v. 27, n. 3, p. 587-596, 2004.

ELIAS, F.; JUNIOR, B. H. M.; DE OLIVEIRA, F. J. M.; DE OLIVEIRA, J. C. A.; MARIMON, B. S. Soil and topographic variation as a key factor driving the distribution of tree flora in the Amazonia/Cerrado transition. **Acta Oecologica**, 100, 103467, 2019.

ESPÍRITO-SANTO, M.M.; FAGUNDES, M.; SEVILHA, A.C.; SCARIOT, A.O.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A.; NORONHA, S.E.; FERNANDES, G.W. **Florestas estacionais deciduais brasileiras: distribuição e estado de conservação**. MG-Biota, v. 1, p. 5-13, 2008.

FAIST, A. M.; COLLINGE, S. K. Seed bank composition varies along invasion and inundation gradients in vernal pool wetlands. **Plant Ecology**, v. 216, n. 4, p. 553-564, 2015.

- FELFILI, J. M.; VENTUROLI, F. Tópicos em análise de vegetação. **Comunicações técnicas florestais**, v. 2, n. 2, p. 1-34, 2000.
- FREITAS, W. K.; FERREIRA, J.; NORONHA, G. D.; RAMOS, M. C. G.; ESPER, P. M. O. Diametric structure of a deciduous forest fragment in the agribusiness region of western Santa Catarina State, Brazil. **Bioscience Journal**, 35(1), 2019.
- FREITAS, W. K. de; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 4, p. 520-539, 2012.
- GONÇALVES, T. S. A floresta estacional decidual no Brasil: distribuição geográfica e influência dos aspectos pedogeomorfológicos na vegetação. **Revista Monografias Ambientais**, 14(1), 144-153, 2015.
- GONZAGA, A. P. D., PINTO, J. R. R., MACHADO, E. L. M., & FELFILI, J. M. Similaridade florística entre estratos da vegetação em quatro Florestas Estacionais Deciduais na bacia do Rio São Francisco. **Rodriguésia**, 64(1), 11-19, 2013.
- HACK, C.; LONGHI, S. J.; BOLIGON, A. A.; MURARI, A. B.; PAULESKI, D. T. Análise fitossociológica de um fragmento de floresta estacional decidual no município de Jaguari, RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n.5, p. 1083-1091, set.-out., 2005.
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T., RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, versão 3.22 (2018), 4(1): 9pp., 2001.
- HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SILVA, A. C. D.; MACHADO, E. L. M.; SANTOS, R. M. D.; PIFANO, D. S. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, 32(3), 417-426, 2008.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Biomas do Brasil**, 2004. <http://mapas.ibge.gov.br/tematicos>, acessado em jan. 2020.
- IVANAUSKAS, M. N.; RODRIGUES, R. R. Florística e fitossociologia de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**. V.23, n3, p.291-304, 2000.
- JARDIM, F. C. D. S.; QUADROS, L. C. L. Estrutura de uma floresta tropical dez anos após exploração de madeira em Moju, Pará. **Revista Ceres**, 63(4), 427-435, 2016.
- KILCA, R. V.; SCHIAVINI, I.; MONTEIRO, G. A. Padrões florísticos em dois tipos de florestas estacionais no cerrado. **Bioscience Journal**. Uberlândia, v. 30, n.3, p. 903-913. 2014.
- KITAJIMA, K. 1996. Ecophysiology of tropical tree seedlings. *In: Tropical forest plant ecophysiology* (S.S. Mulkey, R.L Chazdon & A.P. Smith, eds.). Chapman & Hall, New York, p.559-595.
- KOBE, R.K.; PACALA, S.W.; SILANDER JR. J.A.; CANHAM, C.D. Juvenile tree survivorship as a component of shade tolerance. **Ecological Applications**, n. 5, p. 517-532, 1995.

LEE, D.W.; BASKARAN, K.; MANSOR, M.; MOHAMAD, H.; YAP, S.K. Irradiance and spectral quality affect Asian tropical rain forest tree seedling development. **Ecology**, n. 77, p. 568-580, 1996.

LEFB - Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Último acesso em: mar. de 2020.

LIMA, M. S. D.; DAMASCENO-JÚNIOR, G. A.; TANAKA, M. O. Aspectos estruturais da comunidade arbórea em remanescentes de floresta estacional decidual, em Corumbá, MS, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 33, n. 3, p. 437-453, 2010.

MACHADO, E. L. M. et al. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 4, p.499-516, 2004.

MACHATE, D. J.; ALVES, F. M.; FARINACCIO, M. A. Aspidosperma (Apocynaceae) no estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Rodriguésia**, v. 67, n. 4, p. 1011-1024, 2016.

MENINO, G. C. D. O.; SANTOS, R. M. D.; APGAUA, D. M. G.; PIRES, G. G.; PEREIRA, D. G. S.; FONTES, M. A. L.; ALMEIDA, H. D. S. Florística e estrutura de florestas tropicais sazonalmente secas. **Cerne**, 21(2), 277-291, 2015.

MINCHIN, P. R. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. **Vegetatio**, n. 69, p. 89-107, 1987.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - BRASIL. **Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto Terra Class Cerrado** 2013, 67P., 2015.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods vegetation ecology**. New York, Wiley. 1974. 547p

MYERS, J. A.; HARMS, K. E. Seed arrival, ecological filters, and plant species richness: a meta-analysis. **Ecology letters**, v. 12, n. 11, p. 1250-1260, 2009.

NASCIMENTO, A. R. T.; FELFILI, J. M.; MEIRELLES, E. M. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de Floresta Estacional Decidual de encosta, Monte Alegre, GO, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 3, p. 659-669, 2004.

OLIVEIRA, J. G. D. de. **Potencial da gramínea exótica braquiária, *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster (Poaceae), como barreira à regeneração natural no Parque Nacional da Serra da Bodoquena.** (TCC - Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação). Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Escola Nacional de Botânica Tropical, 129p., 2014.

OLIVEIRA, A. K. M.; FERNANDES, V.; GARNÉS, S. J. A.; DOS SANTOS, C. R. B. Avaliação da perda da vegetação arbórea nativa na serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, por meio de sensoriamento remoto. **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, 17, 2009.

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

- PACALA, S.W., DEUTSCHMAN, D. Details that matter: the spatial distribution of individual trees maintains forest ecosystem function. **Oikos** 74, 357–365, 1995.
- PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of Neotropical Savannas. *In: Neotropical savannas and dry forests: plant diversity, biogeography and conservation*. Oxford: Taylor & Francis, 2006. p. 1-30.
- PENNINGTON, R. T.; PRADO, D. E.; PENDRY, C. A. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation change. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 27, n. 2, p. 261-263, 2000.
- PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A., FONTANA, A., NETO, D., HYPÓLITO, A., & MIRANDA, L. P. M. D. Caracterização e classificação de solos em uma topossequência sobre calcário na Serra da Bodoquena, MS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 25-36, 2013.
- PEREIRA, B.A. da S. **Árvores do bioma Cerrado**. 2011. Disponível em <<http://www.arvoresdobiomacerrado.com.br/site/>>. Acesso em 15 jan. 2020.
- PRADO, D. E.; GIBBS, P. Patterns of species distributions in the dry seasonal forest of South America. **Annals of Missouri Botanic Garden**, n. 80, p. 902-927, 1993.
- REGO, N. H. **Variação da estrutura da vegetação arbórea em uma topossequência num vale da Serra de Maracaju, Aquidauana, MS**. Tese de Doutorado (Doutorado em Agronomia, Produção Vegetal). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 105 f., 2008.
- RICKLEFS, R.; RELYEA, R. **Adaptations to terrestrial environments** (chapter 3). *In: The economy of nature*, 7ª ed. Chart W.H. Freeman and Company, New York, US, p. 90-129, 2014.
- RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. 2.ª ed. Âmbito Cultural Edições Ltda, 1997.
- RODRIGUES, B. D.; RIBEIRO, C. M. **Aplicação da teoria dos refúgios ecológicos sobre a flora rupestre de Lagoa Santa, Minas Gerais, Brasil**. *In: 12º Encontro de Geógrafos da América Latina*, Montevideo, Uruguai, 2009.
- SALIS, S. M.; SILVA, M.P.; MATTOS, P.P.; SILVA, J.S.V.; POTT, V.J.; POTT, A. Fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decidual em Corumbá, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, n. 27, p. 671-684, 2004.
- SANTOS, R. M.; BARBOSA, A. C. M. C.; DE SOUZA ALMEIDA, H.; VIEIRA, F. A., SANTOS, P. F.; DE CARVALHO, D. A.; DE OLIVEIRA FILHO, A. T. Structure and floristics of a remnant of arboreous caatinga in Juvenília, northern Minas Gerais, Brazil. **Cerne**, v. 17, n. 2, p. 247-258, 2015.
- SANTOS, J. H. D. S.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A. D.; SOUZA, A. L. D.; SANTOS, E. D. S.; MEUNIER, I. M. J. Distinção de grupos ecológicos de espécies florestais por meio de técnicas multivariadas. **Revista Árvore**, v. 28, n. 3, p. 387-396, 2004.
- SALLUN FILHO, W.; KARMANN, I. Geomorphological map of the Serra da Bodoquena karst, Westcentral Brazil. **Journal of Maps**, p. 282-295, 2007.

- SETA, T.; DEMISSEW, S.; WOLDU, Z. Floristic diversity and composition of the Biteyu forest in the Gurage mountain chain (Ethiopia): implications for forest conservation. **Journal of forestry research**, v. 30, n. 1, p. 319-335, 2019.
- SILVA, L. A.; SCARIOT, A. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea em uma Floresta Estacional Decidual em afloramento calcário (Fazenda São José, São Domingos, GO, Bacia do Rio Paranã). **Acta Botanica Brasilica**, n. 17, v. 2, p. 305-313, 2003.
- SILVA, L. A.; SCARIOT, A. Composição e estrutura da comunidade arbórea de uma Floresta Estacional Decidual sobre afloramento calcário no Brasil Central. **Revista Árvore**. Viçosa – MG, v.28, n.1, p. 69-75, 2004.
- SCARIOT, A.; SEVILHA, A.C. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais deciduais no Cerrado. Pp. 121-139. *In*: A. SCARIOT; J.C. SOUSA-SILVA; J.M. FELFILI (orgs.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2005.
- SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D. S.; SILVA, S. T. **O manejo da vegetação nativa através de corte seletivo**. *In*: Curso de Manejo Florestal Sustentável, 1. Curitiba. Tópicos de manejo florestal sustentável. Colombo: EMBRAPA-CNPQ, 1997. 253 p.
- SIQUEIRA, A. S.; ARAÚJO, G. M.; SCHIAVINI, I. Estrutura do componente arbóreo e características edáficas de dois fragmentos de floresta estacional decidual no vale do rio Araguari, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 10-21, 2009.
- SILVA, M. L. A Dinâmica de expansão e retração de cerrados e caatingas no período quaternário: uma análise segundo a perspectiva da teoria dos redutos refúgios e florestais. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, n. 1, 2011.
- WHITE, D.A., HOOD, C.S. Vegetation patterns and environmental gradients in tropical dry forest of the northern Yucatan Peninsula. **Journal of Vegetation Science**, n. 15, p. 151-160, 2004.
- WHITMORE, T. C. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further inquiry. pp. 3-39. *In*: M. D. Swaine (ed.) **The ecology of tropical forest tree seedlings**. UNESCO and Parthenon Publishing group. Paris, 1996.
- ZAVALA, C. B. R.; FERNANDES, S. S. L.; PEREIRA, Z. V.; SILVA, S. M. Análise fitogeográfica da flora arbustivo-arbórea em ecótono no Planalto da Bodoquena, MS, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 3, p. 907-921, 2017.
- ZAVALA, M. A.; ANGULO, Ó.; DE LA PARRA, R. B.; LÓPEZ-MARCOS, J. C. An analytical model of stand dynamics as a function of tree growth, mortality and recruitment: The shade tolerance-stand structure hypothesis revisited. **Journal of Theoretical Biology**, v. 244, n. 3, p. 440-450, 2007.

ARTIGO 2 - Efeitos do sombreamento e da topografia no desenvolvimento inicial de espécies presentes no *topsoil* de Floresta Estacional Decidual

Efeitos do sombreamento e da topografia no desenvolvimento inicial de espécies presentes no *topsoil* de Floresta Estacional Decidual

Carmen Beatriz Reiss Zavala & Zefa Valdivina Pereira

Resumo:

A transposição de *topsoil* é uma técnica de restauração ecológica aplicada em situações de solo degradado ou em casos em que não haja resiliência no ambiente alvo da restauração, e tem sido indicada também pelo seu baixo custo financeiro e pela possibilidade de promover elevada biodiversidade da comunidade. Objetivou-se, neste estudo, avaliar a dinâmica e a ecologia do banco de sementes em *topsoil* transposto para restaurar uma floresta decidual sobre gradiente de topografia em área de pastagem abandonada há mais de 20 anos. Foram testados 6 tratamentos com 8 repetições cada, em blocos inteiramente casualizados, sendo: T0) controle – ausência de *topsoil* e de sombreamento; T1) ausência de *topsoil* com tela de sombreamento 50%; T2) ausência de *topsoil* com tela de sombreamento 70%; T3) inclusão de *topsoil* e ausência de sombreamento; T4) inclusão de *topsoil* com tela de sombreamento 50%; T5) inclusão de *topsoil* com tela de sombreamento 70%. Foram testadas três áreas, em diferentes posições do relevo (topo, encosta e base de um morro). Na somatória das três áreas, foram observados e identificados 1877 indivíduos de 82 espécies e 45 famílias. A posição topográfica foi geradora de grande heterogeneidade florística mesmo sendo as áreas muito próximas, com similaridade de apenas 20% entre a base e as outras áreas. A diversidade foi elevada em todas as faixas topográficas, com $H' 3,45$ e $J' 0,78$ na área total. O número de recrutamentos foi maior na encosta. O sombreamento, principalmente no nível de 50%, influenciou positivamente a abundância e a riqueza de espécies em todas as áreas. A adição de *topsoil* incrementou em 68,3% o total de espécies, comparativamente ao banco do solo presente na pastagem, e foi responsável por 89% da abundância de plantas. Houve heterogeneidade ecológica ao longo do gradiente, e no total predominaram as espécies arbustivo/arbóreas (67,3%), pioneiras (58,6%) e zoocóricas (53,9%). A técnica de transposição de *topsoil* se mostrou promissora para a restauração de pastagem de gramínea braquiária, principalmente se for associada ao sombreamento.

Palavras-chave: Serra da Bodoquena, restauração ecológica, gradiente ambiental, NMDS.

1. INTRODUÇÃO

Desde o advento da Ecologia da Restauração, o conhecimento na área recebeu muitos acréscimos importantes acerca dos métodos, técnicas e seus contextos de aplicação, mas muitos obstáculos ainda precisam ser transpostos para tornar a prática menos onerosa e mais eficaz. Neste sentido, um dos maiores desafios a serem vencidos é a competição entre espécies vegetais nativas, que devem recompor o ambiente degradado, e exóticas invasoras, que, por vezes, são introduzidas nas atividades antrópicas com alguma finalidade ornamental ou produtiva, e tendem a dominar os ambientes afetando diretamente a biodiversidade e os processos ecológicos (PIVELLO, 2011).

No Cerrado, as invasoras mais agressivas são as espécies de gramíneas africanas, como a braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster (Poaceae) (BARBOSA et al., 2018; PIVELLO, 2011) que tem sido amplamente utilizada na pecuária extensiva (SANO et al., 2010). Em condições de pleno sol, esta gramínea tende a ocupar integralmente os espaços, e sob condições adequadas de solo e clima, esta torna-se muito competitiva e intensamente dominante (OLIVEIRA, 2014).

Dentre as formas de controle da braquiária, os mais utilizados são os herbicidas (SILVEIRA et al., 2013; KLIPPEL et al., 2015), mas alternativas tem sido testadas, como o sombreamento por espécies nativas competitivas em alta densidade e o recobrimento por manta plástica, ambos com resultados satisfatórios (BARBOSA et al., 2018).

Localizado na borda leste do Pantanal Sul-Matogrossense, o Parque Nacional da Serra da Bodoquena, criado no ano 2000, apresenta áreas de pastagem braquiária entremeadas à floresta decidual sobre afloramentos rochosos, e nenhum avanço da floresta sobre a pastagem tem sido observado durante mais de duas décadas de proteção legal (OLIVEIRA, 2014).

Neste casos, a restauração ativa é necessária, sendo a transposição de solo uma boa opção (PIAIA et al., 2017; MIRANDA-NETO et al., 2010) visto que recobre a gramínea e impede que haja competição com as espécies-objeto da restauração, e torna desnecessária a perfuração do solo rochoso para implantação de mudas. O baixo custo financeiro e a riqueza e densidade que podem estar agregadas aos bancos do solo, gerando elevada diversidade, são outras vantagens. Além disso, juntamente com as sementes, seguem nutrientes, matéria orgânica estrutural e a microbiota do solo (MIRANDA-NETO et al., 2010; MONACO et al., 2003; COSTA; ARAÚJO, 2003; FORNARA; DALLING, 2005; ZHANG et al., 2001).

Contudo, o solo a ser utilizado na transposição precisa estar livre de plantas invasoras, e conter as espécies próprias da área a ser restaurada, o que pode ser um empecilho para esta técnica, se considerarmos as escalas de trabalho e a disponibilidade de solo de atividade de supressão vegetal legalizada (MIRANDA-NETO et al., 2010). Também as condições para emergência, desenvolvimento e manutenção das comunidades naturais precisam ser melhor estudadas para implementar práticas condizentes com o contexto ambiental local e regional.

Os bancos do solo variam em composição e abundância de propágulos ao longo das estações do ano e nos gradientes ambientais, sofrendo influência da predação, infecção por patógenos e pelo período intrínseco de viabilidade das sementes (FORNARA; DALLING, 2005; MURRAY; GARCIA, 2002). Nos ambientes de substrato rochoso, as espécies tendem a se propagar por sementes (MEDINA; FERNANDES, 2007), pois outros propágulos, como raízes, dependem de maior profundidade do solo.

Além da técnica de transposição do solo, o conhecimento sobre o comportamento de emergência das espécies do banco de sementes é importante para compreender o processo de regeneração natural, proporcionando uma visão sistêmica sobre a dinâmica das comunidades (SOUSA-SILVA et al. 2001),

Pela escassez de dados detalhados sobre a ecologia das espécies e a associação das comunidades com os gradientes ambientais (TOLEDO et al., 2012), os estudos de campo que testem a transposição do banco nas várias fitofisionomias tropicais são de grande relevância, visto que darão suporte às ações de restauração nestes ambientes. O presente trabalho objetivou testar a técnica de transposição de solo superficial (topsoil) de floresta estacional decidual sobre gradiente topográfico, em afloramento de rochas calcárias, para restaurar pastagem de braquiária, analisando a riqueza, a diversidade e as características ecológicas das espécies ao longo deste gradiente, bem como avaliando sua relação com diferentes graus de sombreamento e com a posição topográfica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área experimental localiza-se em um gradiente topográfico no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Bonito – MS, na cabeceira do rio Perdido, coordenadas 21°07'24"S e 56°43'14"O (autorização ICMBio n. 56602-1), onde há floresta estacional decidual na porção centro-sul do morro e pastagem de *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster (Poaceae), conhecida como braquiária, na porção norte da encosta e no vale.

No local, o solo, quando presente, é muito raso, porém rico em matéria orgânica (PEREIRA et al., 2013), como consequência da elevada deciduidade do componente arbustivo-arbóreo.

Foram selecionadas três áreas dentro do gradiente de altitude, tanto de floresta para coleta de solo superficial, quanto para implantação do experimento, sendo a base, com altitude de 515-520 m, a encosta, de 525-545 m, e o topo, entre 550-560 m. O relevo da base é plano, da encosta é inclinado (25%) e do topo é levemente ondulado.

A estacionalidade climática da região, do tipo Aw (Köppen, 1948), apresenta verão chuvoso e inverno seco, com períodos intermediários na primavera e outono, com precipitação anual variando de 1600 mm a 2000 mm. As temperaturas médias e a precipitação para o período de avaliação constam na Figura 1.

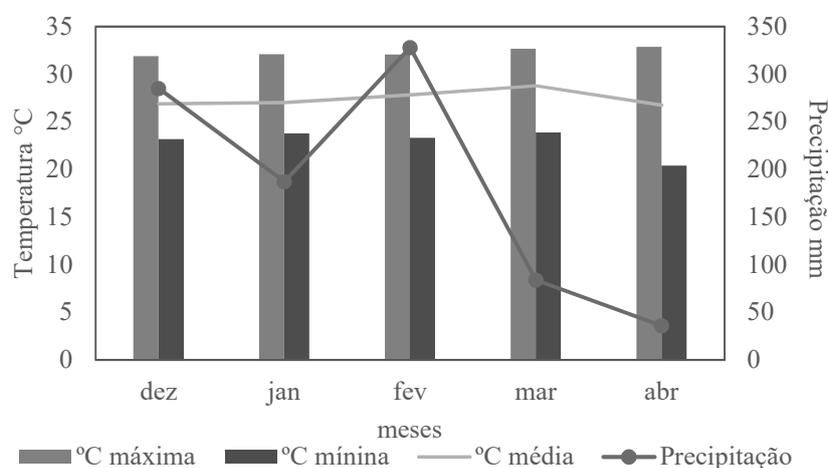


Figura 1. Temperaturas médias e precipitação durante a implantação e avaliação do experimento, no período de dezembro de 2017 a abril de 2018 (Fonte temperaturas: INMET, 2020. Fonte precipitação: este estudo).

2.2. Transposição de solo e delineamento experimental

A coleta de solo e a transposição ocorreram na primeira semana de dezembro de 2017, durante a estação chuvosa e quando a floresta apresentava vários indivíduos arbustivo-arbóreos frutificando e dispersando os frutos maduros. Cada área do experimento de restauração recebeu solo proveniente de mesma região topográfica, sendo divididas em base, encosta e topo.

Ao longo de uma trilha de 150 m de comprimento e 40 m de largura em cada uma das três faixas topográficas da floresta, foram retirados, aleatoriamente, 24 metros quadrados de camada superficial de solo (*topsoil*), com 10 cm de profundidade e mínimo de 10 m de distância entre si. As coletas foram embaladas em sacos de rafia e transportadas até a área a ser restaurada.

Foi removida apenas a parte mais grosseira da serapilheira, como galhos maiores e a parte sem sinais de decomposição. As coletas de cada área foram homogeneizadas manualmente com enxadas e, posteriormente, alocadas nos canteiros utilizando um gabarito de madeira (dimensões: 200x50x15 cm) (Figura 2). A altura de *topsoil* depositado nos canteiros foi de 15 cm. A tela de sombreamento utilizada é do tipo “sombrite”, na versão comercial.

Os blocos foram inteiramente casualizados. Os tratamentos testados foram: T0) controle – ausência de topsoil e de sombreamento (0; S0%); T1) ausência de topsoil com tela de sombreamento 50% (0; S50%); T2) ausência de topsoil com tela de sombreamento 70% (0; S70%); T3) inclusão de topsoil e ausência de sombreamento (1; S0%); T4) inclusão de topsoil com tela de sombreamento 50% (1; S50%); T5) inclusão de topsoil com tela de sombreamento 70% (1; S70%).



Figura 2. Ilustração de etapas do experimento: a) inclusão do topsoil homogeneizado no gabarito de madeira; b) topsoil depositado no canteiro sob tela de sombreamento suspensa; c) visão geral do bloco experimental instalado na base do morro.

Assim, foram 6 tratamentos com 8 repetições = 48 canteiros por faixa topográfica, 48 x 3 = 144 canteiros na área total. Nos canteiros da encosta foram criadas barreiras com pedras locais, para evitar ou minimizar a perda de solo com o escoamento da chuva.

A observação de emergências e acompanhamento do desenvolvimento das plantas emergidas ocorreu de 1º de dezembro de 2017 à 30 de abril de 2018.

Para os indivíduos emergidos, a identificação taxonômica tomou como base o levantamento prévio das espécies ocorrentes no local de coleta do solo, inclusive com coletas de material vegetativo e reprodutivo e germinação do banco do solo em casa de vegetação. Utilizando-se literatura especializada, consulta a especialistas e herbários chegou-se aos taxa identificados. Os nomes científicos e respectivos autores estão de acordo com *Angiosperm Phylogeny Group* (APG III, 2009), e a atualização taxonômica foi realizada mediante consulta ao banco de dados da Lista de Espécies da Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL, 2020) e The Plant List (2013), sendo classificados quanto à forma de vida em espécies arbóreas/ arbustivas, trepadeiras e herbáceas.

As espécies foram classificadas de acordo com os grupos sucessionais em: pioneira, secundária inicial e secundária tardia (BUDOWSKI, 1965, adaptada por GANDOLFI et al., 1995), e por síndrome de dispersão, adotando os critérios morfológicos dos diásporos (VAN DER PIJL, 1982) como anemocóricas (dispersão pelo vento), zoocóricas (dispersão por animais) e autocóricas (auto-dispersão).

Foram obtidos o índice de diversidade de Shannon Winner (H') na base logarítmica natural e a Equilíbrio Pielou (J') (BROWER & ZAR, 1984).

2.3. Análise estatística

A obtenção dos valores de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J') se deu por meio da inserção dos dados coletados do software FITOPAC 2.1.2 (SHEPHERD, 2010), que também gerou as matrizes de abundância.

A comparação entre os recrutamentos nos bancos do solo nas três áreas foi verificada pela geração de dendrograma utilizando planilha contendo a abundância das espécies, calculada pela distância de Bray-Curtis com a média de grupo (UPGMA). A variação entre tratamentos foi testada pela correlação de Pearson. Estes cálculos e gráficos foram elaborados com o software Past 3.22 (HAMMER et al, 2018).

Buscando examinar o grau de associação entre os diferentes tratamentos e áreas, realizamos o Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) pela dissimilaridade de Bray-Curtis, com ordenação das variáveis independentes cruzadas com a emergência e ocorrência das espécies, sendo: (1) área, (2) presença/ ausência de topsoil, (3) grau de sombreamento e (4) tempo decorrido. A diferença estatística para as variáveis resposta dos

tratamentos foi calculada pela MANOVA (Análise de Variância Multivariada) (FRIEDRICH et al., 2016).

3. RESULTADOS

Observando as curvas de emergência nas três áreas (Figura 3), constata-se que apenas o topo obteve pico mais acentuado na segunda avaliação, enquanto encosta e base obtiveram pico de emergências aos 50 dias da avaliação, e todas apresentaram queda aos 110 dias.

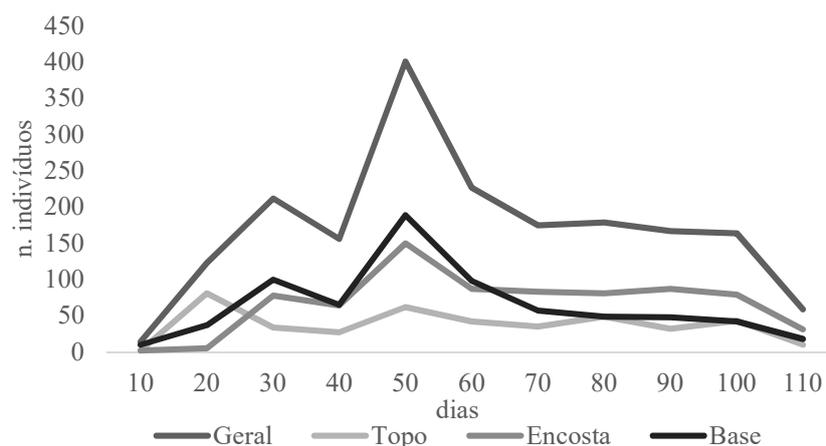


Figura 3. Total de emergências nos canteiros experimentais sob seis tratamentos no Parque Nacional da Serra da Bodoquena.

Na área total, foram 1877 indivíduos recrutados, incluídos em 82 espécies e morfotipos, e 45 famílias e morfotipos. Destas, 19 foram identificadas até o nível de gênero, seis em nível de família e seis morfotipos não foram identificados (Tabela 1).

Tabela 1. Abundância e características ecológicas das espécies emergidas na transposição de solo de floresta estacional decidual em gradiente topográfico no Parque Nacional da Serra da Bodoquena.

Família	Espécies	Cód.	T	E	B	G	FV	SD	CS
Asteraceae	<i>Lessingianthus scabrifoliatus</i> (Hieron.) H. Rob.	Lsc	44	160	0	204	ab	an	pi
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Gop	0	169	18	187	ab/av	zo	si
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Tmi	38	12	100	150	ab/av	zo	pi
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Cmy	4	46	69	119	av	zo	si
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Cig	39	23	51	113	ab/av	zo	pi
Bignoniaceae	<i>Fridericia florida</i> (DC.) L.G. Lohmann	Ffl	27	36	38	101	tr	an	pi
Rutaceae	<i>Zanthoxylum</i> sp.1	Zsp	21	17	58	96	av	zo	si
Malvaceae	<i>Helicteres lhotzkyana</i> (Schott & Endl.) K. Schum.	Hlh	24	49	0	73	ab	an	si
Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i> sp.	Isp	68	0	0	68	tr	an	pi
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia elegans</i> Mast.	Ael	7	20	23	50	tr	an	pi
Vitaceae	<i>Cissus sulcicaulis</i> (Baker) Planch.	Csu	15	7	26	48	tr	zo	pi
Rubiaceae	<i>Richardia</i> sp.	Rsp	0	44	0	44	he	au	pi
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i> Mill.	Same	0	0	44	44	he	zo	pi
Poaceae	Poaceae 1	Poa	31	12	0	43	he	an	pi
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Pdu	0	0	36	36	av	an	si
Solanaceae	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	Cst	0	24	9	33	ab/av	zo	pi

Fabaceae	Fabaceae 1	Fab1	4	7	16	27	av	ni	si
Rubiaceae	<i>Palicourea</i> sp.	Pal	0	0	27	27	ab	zo	pi
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Aed	5	19	0	24	ab/av	zo	si
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Cpa	0	6	15	21	av	zo	pi
Orchidaceae	<i>Oeceoclades maculata</i> (Lindl.) Lindl.	Oma	1	0	20	21	he	an	si
Bignoniaceae	<i>Callichlamys latifolia</i> (Rich.) K.Schum.	Cla	10	1	9	20	tr	an	pi
Menispermaceae	<i>Disciphania ernstii</i> Eichler	Der	1	14	4	19	tr	zo	si
Sapindaceae	<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.	Sca	1	4	14	19	tr	an	pi
Salicaceae	<i>Casearia</i> sp.	Csp	5	2	11	18	ab/av	an	si
Solanaceae	<i>Physalis</i> sp.	Phy	2	2	14	18	he	zo	pi
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Sma	1	2	15	18	ab/av	zo	pi
Passifloraceae	<i>Passiflora</i> sp.	Pas	11	3	0	14	tr	zo	si
Rutaceae	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	Ppe	8	6	0	14	av	zo	st
Dioscoriaceae	<i>Dioscorea multiflora</i> Mart. ex Griseb.	Dmu	0	4	7	11	tr	au	pi
Sapindaceae	<i>Averrhoidium paraguayense</i> Radlk.	Apa	1	1	8	10	av	zo	si
Malvaceae	<i>Ceiba pubiflora</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	Cpu	3	7	0	10	av	an	st
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	Pip	0	0	10	10	ab	zo	si
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Aco	0	0	9	9	av	au	si
Apocynaceae	<i>Forsteronia pubescens</i> A.DC.	Fpu	6	3	0	9	tr	an	pi
Selaginellaceae	<i>Selaginella</i> sp.	Sel	0	9	0	9	he	au	si
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	Efl	0	0	8	8	av	zo	st
Fabaceae	<i>Guibourtia hymenaefolia</i> (Moric.) J. Léonard	Ghy	0	1	7	8	av	zo	st
Celastraceae	<i>Hippocratea volubilis</i> L.	Hvo	6	2	0	8	tr	an	pi
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Bri	2	0	5	7	av	an	si
Sapindaceae	<i>Cardiospermum grandiflorum</i> Sw.	Cgr	0	0	6	6	tr	au	pi
Commelinaceae	<i>Commelina erecta</i> L.	Cer	0	2	3	5	he	an	pi
Asteraceae	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Cbo	2	3	0	5	he	an	pi
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Myu	1	1	3	5	av	zo	pi
Amaranthaceae	<i>Amaranthus</i> sp.	Amsp	4	0	0	4	he	zo	pi
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	Mti	0	4	0	4	av	zo	si
Phyllanthaceae	<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	Mno	0	0	4	4	ab/av	au	st
Malpighiaceae	<i>Mascagnia cordifolia</i> (A.Juss.) Griseb.	Mco	1	2	1	4	tr	an	si
Asteraceae	<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	Mic	1	3	0	4	tr	an	pi
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Sbr	2	2	0	4	ab/av	au	si
Solanaceae	<i>Solanum amygdalifolium</i> Steud.	Samy	1	0	3	4	av	zo	pi
Commelinaceae	<i>Tradescantia</i> sp.	Tsp	0	0	4	4	he	au	si
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Hhe	1	2	0	3	av	an	st
Iridaceae	Iridaceae 1	Iri	2	0	1	3	he	au	si
Salicaceae	<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	Pcr	0	3	0	3	ab/av	zo	si
Acanthaceae	<i>Ruellia</i> sp.	Rue	0	0	3	3	he	au	pi
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Spo	2	0	1	3	av	au	si
Rutaceae	<i>Zanthoxylum</i> sp.2	Zsp2	1	1	1	3	av	zo	si
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	Avi	1	1	0	2	ab/av	an	pi
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus cnicodendron</i> Griseb.	Ccn	2	0	0	2	ab	au	pi
Fabaceae	Fabaceae 2	Fab2	1	1	0	2	av	ni	ni
Heliconiaceae	<i>Heliconia</i> sp.	Hsp	0	0	2	2	he	au	si
Rubiaceae	<i>Manettia</i> sp.	Msp	0	0	2	2	he	au	si
Cucurbitaceae	<i>Momordica</i> sp.	Mor	2	0	0	2	tr	zo	pi
Pteridófitas	Samambaia 1	Pte	0	2	0	2	he	au	si
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	Uba	0	2	0	2	av	zo	si
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i> L.	Udi	0	2	0	2	he	zo	pi
Sp.1	Sp.1	Sp1	0	0	2	2	ni	ni	ni
Sp.2	Sp.2	Sp2	2	0	0	2	ni	ni	ni
Sp.3	Sp.3	Sp3	2	0	0	2	ni	ni	ni
Sp.5	Sp.5	Sp5	2	0	0	2	ni	ni	ni
Sp.6	Sp.6	Sp6	0	0	2	2	ni	ni	ni
Bromeliaceae	<i>Ananas</i> sp.	Ansp	1	0	0	1	he	zo	pi
Euphorbiaceae	<i>Adelia membranifolia</i> (Müll. Arg.) Chodat & Hassl.	Ame	0	0	1	1	tr	au	pi
Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp.	Bsp	0	1	0	1	tr	au	pi
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cro	0	0	1	1	he	au	pi

Convolvulaceae	<i>Camonea umbellata</i> (L.) A.R. Simões & Staples	Cum	0	1	0	1	tr	au	pi
Poaceae	<i>Olyra ciliatifolia</i> Raddi	Oci	0	0	1	1	he	au	pi
Fabaceae	Fabaceae 3	Fab3	1	0	0	1	av	ni	ni
Araceae	<i>Philodendron</i> sp.	Phi	0	1	0	1	he	zo	si
Rubiaceae	Rubiaceae 1	Rub	0	1	0	1	ni	ni	ni
Sp.4	Sp.4	Sp4	0	0	1	1	ni	ni	ni
Total			417	747	713	1877			

Legenda: Cód. - código das espécies; T - topo; E - encosta; B - base; FV - forma de vida (ab - arbusto, av - árvore, he - erva, tr - trepadeira); SD - síndrome de dispersão (an - anemocórica, au - autocórica, zo - zoocórica); CS - classe sucessional (pi - pioneira, si - secundária inicial; st - secundária tardia); ni - não identificado.

As espécies de maior abundância foram *Lessingianthus scabrifoliatus*, *Guapira opposita* e *Trema micrantha*, com grandes variações de abundância entre as áreas. Também foram numerosas *Citharexylum myrianthum*, *Celtis iguanaea* e *Fridericia florida*, que estiveram mais distribuídas no gradiente.

Houveram espécies exclusivas em cada área, sendo *Ipomoea* sp. no topo, *Richardia* sp. na encosta, e *Palicourea* sp., *Peltophorum dubium* e *Solanum americanum* na base. *Helicteres lhostzkyana* foi exclusiva da parte alta (topo e encosta). Algumas foram preferenciais, como *V. brasiliana*, *G. opposita*, *Cestrum strigilatum*, *Allophylus edulis* e *Disciphani ernstii* que ocorreram em maior número na área da encosta, e *T. micrantha* na área da base. Como generalistas, pode-se citar *C. iguanaea* e *F. florida*, que ocorreram de forma similar no gradiente.

As famílias mais numerosas foram Cannabaceae (Ni = 263), Asteraceae (Ni = 214), Nyctaginaceae (Ni = 187), Bignoniaceae (Ni = 124), Verbenaceae (Ni = 121), Rutaceae (Ni = 120) e Solanaceae (Ni = 117), que somaram 61% do total de indivíduos emergidos.

Cannabaceae foi mais importante no topo (Ni = 77) e base (Ni = 151), e juntamente com Asteraceae e Solanaceae contiveram o maior número de indivíduos de espécies pioneiras. No topo, outras famílias importantes foram Convolvulaceae (Ni = 68) e Asteraceae (Ni = 47). Na base também foram numerosas Solanaceae (Ni = 85), Fabaceae (Ni = 69) e Verbenaceae (Ni = 69). A encosta diferiu das demais áreas, apresentando Nyctaginaceae (Ni = 169), Asteraceae (Ni = 166) e Malvaceae (Ni = 56) como as mais frequentes.

A riqueza e a diversidade foram altas nas três áreas, especialmente na base, e, conseqüentemente, maiores na análise das áreas em conjunto (Tabela 2). Na contabilização da riqueza e diversidade, os morfotipos foram incluídos como espécies e famílias independentes, já que não havia identificação de seus táxons. Embora a diversidade e a equabilidade da encosta tenham sido menores, um dos fatores determinantes desta condição foi a distribuição agregada dos indivíduos, pois a riqueza de espécies foi maior que nas demais.

Tabela 2. Dados das plantas emergidas do banco do solo na transposição de topsoil e solo de pastagem em área de floresta estacional decidual sobre gradiente topográfico no Parque Nacional da Serra da Bodoquena.

Áreas	Riqueza			Diversidade		Síndrome Dispersão %				Classe sucessional %				Formas de vida %			
	Sp	Fam.	ni	H'	J	an	au	zo	ni	PI	SI	ST	ni	erva	trep	ab/av	ni
Topo	47	30	4	3,00	0,78	57,8	1,9	37,4	2,9	74,3	20,9	2,9	1,9	10,3	37,4	50,8	1,4
Encosta	50	29	0	2,76	0,70	41,4	8,4	49,0	1,2	50,3	47,3	2,1	0,3	10,3	13,5	76,0	0,1
Base	47	31	3	3,20	0,83	22,4	5,9	68,7	3,0	57,9	38,7	2,7	0,7	13,3	18,1	67,9	0,7
Geral	82	45	6	3,45	0,78	37,8	6,0	53,9	2,2	58,6	38,2	2,5	0,8	11,5	20,6	67,3	0,7

Legenda Sp – espécies; Fam. – famílias; Diversidade: H' – Shannon, J – Pielou; Síndrome de dispersão: an – anemocórica, au – autocórica, zo – zoocórica; Classe sucessional: PI – pioneira, SI – secundária inicial; ST – secundária tardia; Formas de vida: ab – arbusto; av – árvore; trep – trepadeira; ni – não identificado.

Quanto à síndrome de dispersão, houve predominância geral de zoocóricas, porém com diferenças ao longo do gradiente, sendo a zoocoria crescente do topo para a base e a anemocoria no sentido inverso.

Nas classes de sucessão, a abundância de espécies pioneiras foi elevada, e secundárias iniciais apresentaram a segunda maior abundância. Na composição das formas de vida, todas as áreas tiveram baixa ocorrência de herbáceas, e a média geral de arbustos e árvores foi elevada (67,3%). O topo apresentou a maior proporção de trepadeiras e a menor de arbustos e árvores.

A distribuição das espécies e abundâncias entre as áreas foram diferentes, conforme vemos no diagrama de ordenação (Figura 4). Houve um distanciamento dos tratamentos da base para os demais, observa-se que os símbolos de cor cinza claro encontram-se deslocados para o lado esquerdo e no centro superior da figura. As espécies agrupadas sobre os símbolos de cor cinza claro estiveram mais relacionadas à base.

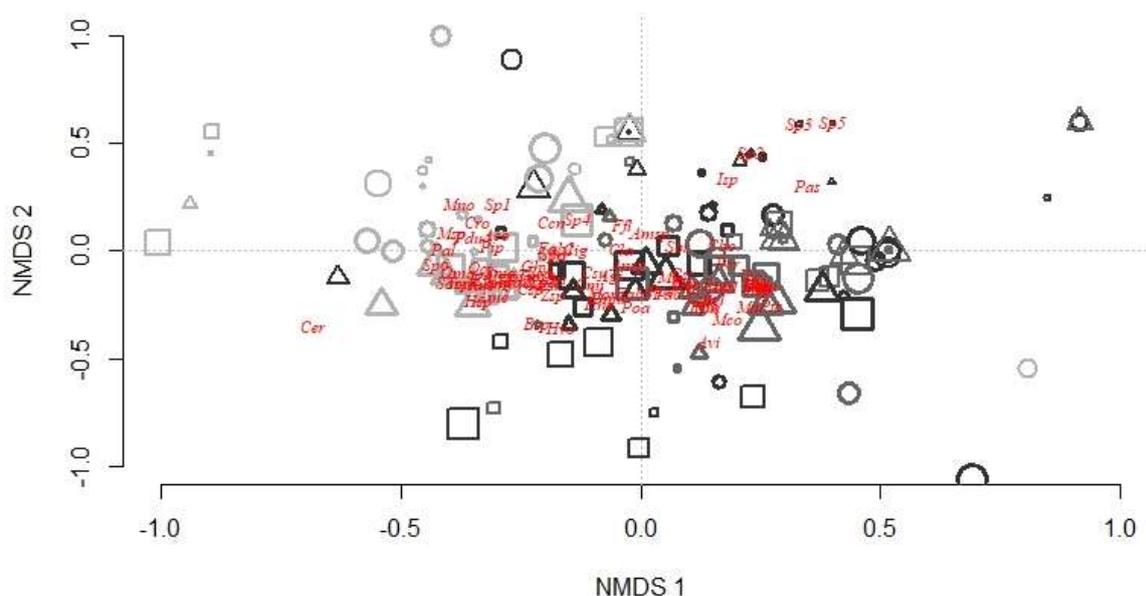


Figura 4. Diagrama de ordenação de 82 espécies recrutadas no banco do solo de três áreas de um gradiente topográfico de floresta estacional decidual. Representação: topografia: preto = topo; cinza

médio = encosta; cinza claro = base. Sombreamento: ○ = 0%; △ = 50%; □ = 70%. Tempo decorrido: aumento no tamanho do símbolo do menor para o maior. *Topsoil*: borda estreita = ausente; borda espessa = presente.

Encosta e topo apresentaram maior sobreposição de espécies e tratamentos, ou seja, estiveram mais correlacionados. Um pequeno grupo de espécies ficou agrupado no quadrante direito superior, juntamente com símbolos de menor tamanho, indicando sua ligação com os tempos iniciais de emergência na área do topo. O stress = 0,24 aponta para um baixo grau de discordância entre as distâncias ajustadas e as dissimilaridades observadas. Houve recuperação da matriz original em $R^2 = 94\%$.

Segundo a MANOVA, a maior diferença entre as composições e abundâncias foi decorrente do fator área, em que Pillai = 0,45222, gl = 2, 4 e $p = 8E-14$ ***. Também foi relevante a diferença entre presença e ausência de topsoil nos tratamentos, com valores de Pillai = 0.06875, gl = 1, 2 e $p = 0.009755$ **. Já para as variáveis sombreamento e tempo decorrido, as diferenças não foram determinantes na distribuição de espécies e suas abundâncias.

Na análise do dendrograma (Figura 5), constatamos que a base apresentou apenas 20% de similaridade com as outras áreas, enquanto topo e encosta apresentaram 40% de similaridade entre si. A correlação cofenética (0,9925) indica o elevado grau de ajustamento do dendrograma com a matriz original.

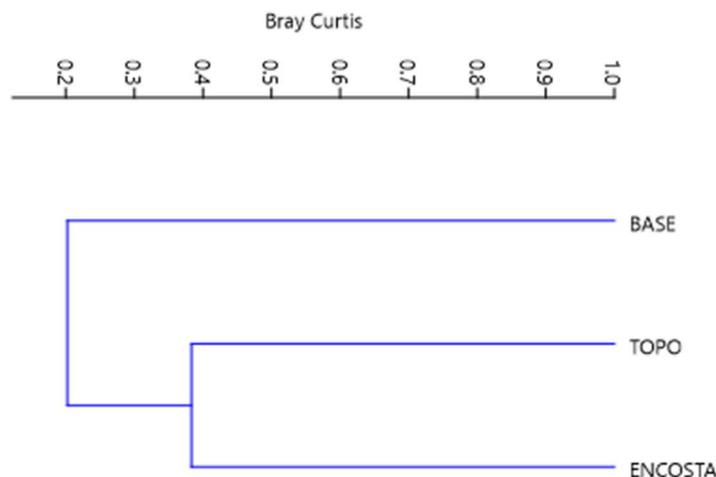


Figura 5. Similaridade entre três bancos de plântulas sob seis tratamentos de uma toposequência de floresta estacional decidual.

Observando a Tabela 3, percebe-se que os tratamentos com topsoil nas duas graduações de sombreamento apresentaram maioria de indivíduos (T4 e T5). Algumas espécies foram mais tolerantes ao pleno sol, como *Lessingianthus scabrifolius*, *Celtis iguanaea*, *Ipomoea* sp. e *Peltophorum dubium*, mas nenhuma delas foi exclusiva e estavam presentes também nos tratamentos com sombreamento.

Tabela 3. Espécies de maior ocorrência e a distribuição de indivíduos por tratamento.

Cód.	Ni/ tratamento						Cód.	Ni/ tratamento					
	T0	T1	T2	T3	T4	T5		T0	T1	T2	T3	T4	T5
Lsc	3	22	10	25	61	83	Cla	2	0	0	3	10	5
Gop	0	0	14	7	65	101	Sca	0	0	0	3	7	9
Tmi	0	6	4	19	73	48	Der	0	0	0	3	9	7
Cmy	0	4	0	8	62	45	Csp	0	0	0	0	17	1
Cig	11	0	0	18	47	37	Same	0	0	0	2	9	7
Ffl	1	11	18	18	22	31	Phy	0	0	0	0	5	13
Zsp	1	0	8	2	50	35	Ppe	0	0	0	0	8	6
Hlh	0	0	6	4	47	16	Pas	3	2	0	4	1	4
Isp	4	10	8	20	20	6	Dmu	0	0	2	0	7	2
Ael	0	0	4	11	21	14	Pip	0	2	0	0	4	4
Csu	0	0	0	9	28	11	Cpu	0	0	0	2	4	4
Sbr	0	0	2	1	27	14	Apa	0	0	0	2	6	2
Rsp	0	0	4	0	29	11	Aco	0	0	0	2	5	2
Poa	0	0	6	2	20	15	Sel	0	0	0	0	5	4
Pdu	2	0	0	12	12	10	Fpu	0	0	0	2	5	2
Cst	1	0	4	9	7	12	Efl	0	0	0	0	3	5
Pal	0	5	1	8	7	6	Ghy	0	0	0	0	6	2
Fab1	1	0	2	7	12	5	Hvo	0	0	6	0	0	2
Aed	0	0	0	3	11	10	Bri	1	0	0	0	2	4
Cpa	0	0	0	0	10	11	Cgr	0	0	0	0	2	4
Oma	2	0	0	1	8	10	Myu	0	0	0	0	0	5

A maioria das espécies tiveram preferência por S50%, com algumas exceções, como a secundária inicial *G. opposita*, e as pioneiras *L. scabrifolius* e *Physalis* sp.

Espécies anemocóricas, como *L. scabrifolius*, *F. florida* e *Ipomoea* sp., e também zoocóricas, como *G. opposita*, *T. micrantha* e *C. iguanaea*, estiveram presentes nos tratamentos sem topsoil.

A ocorrência de grupos ecológicos apresentou-se de forma diferenciada entre tratamentos (Tabela 4). Chama a atenção a ocorrência da maioria das pioneiras sob sombreamento (71,5%) e a ocorrência de arbustos e árvores (68,8% das formas de vida) em número considerável mesmo na ausência de topsoil (Ni = 114). Como esperado, as secundárias tardias ocorreram em menor número e sob sombreamento e as autocóricas estiveram pouco presentes nos tratamentos sem topsoil.

Tabela 4. Abundância de indivíduos por grupo ecológico e tratamento.

Grupos		T0	T1	T2	T3	T4	T5	total
CS	pi	24	56	67	155	405	354	1061
	si	10	8	38	61	355	283	755
	st	0	0	0	2	25	20	47
SD	an	17	45	58	104	266	221	711
	au	0	0	10	9	87	46	152
	zo	16	19	35	98	420	385	973
FV	ab/av	20	39	55	134	562	481	1291
	tr	10	23	38	77	137	101	386
	he	4	2	12	7	88	76	189

Legenda: FV - forma de vida (ab - arbusto, av - árvore, he - erva, tr - trepadeira); SD - síndrome de dispersão (an - anemocórica, au - autocórica, zo - zoocórica); CS - classe sucessional (pi - pioneira, si - secundária inicial; st - secundária tardia)

A variação entre tratamentos foi significativa para todas as comparações em pares, exceto para T0/T2 (Tabela 5). As significâncias estiveram no valor de $p \leq 0,01$. Observa-se que todas as correlações foram positivas e que a maior correlação ocorreu entre os tratamentos T4 e T5, ambos com topsoil e sombreamento (S50% e S70%), seguido de T1 e T3, sendo este primeiro sem topsoil e com S50%, e o segundo com topsoil e a pleno sol. Neste último caso parece ter havido uma compensação entre a ausência de topsoil e a presença do sombreamento de 50%, em que a maior correlação correspondeu ao tratamento onde o topsoil estava presente sem sombreamento, ou seja, o sombreamento nesta graduação permitiu a emergência de composição similar no controle. Isso também indica que o solo da pastagem possuía um banco de sementes que produziu emergências, o que ocorreu somente após as condições de retirada da braquiária e sombreamento no nível de 50%.

Embora o T0 tenha apresentado as mais baixas correlações, a sua correlação com T3 (1; S0%) foi a mais significativa, comparativamente aos tratamentos de sombreamento. Isso demonstra que a ausência/ presença de sombra produziu diferenças na composição/ abundância de espécies, tanto na presença quanto na ausência de topsoil.

Tabela 5. Correlação de Pearson para os tratamentos aplicados ($p < 0,05$).

	T0	T1	T2	T3	T4	T5
T0		0,013019	0,24752	3,97E-08	0,004206	0,009309
T1	0,27319		2,49E-08	2,13E-16	9,38E-06	8,67E-08
T2	0,12915	0,56868		1,28E-08	1,15E-08	4,96E-12
T3	0,56186	0,75623	0,57823		2,12E-12	4,60E-11
T4	0,31291	0,46775	0,57974	0,68008		9,07E-27
T5	0,28555	0,55004	0,67164	0,64819	0,8738	

4. DISCUSSÃO

As elevadas riquezas e diversidades encontradas nos bancos de sementes analisados, considerando-se a coleta de topsoil em apenas 1,8 ha de floresta, demonstram a importância de considerar os microhábitats na restauração, tendo em vista que as três áreas de coleta do solo possuíam entre 20 m e 400 m de distância, dos seus pontos mais próximos aos mais extremos. Os baixos valores de similaridade entre áreas evidenciam que a topografia é determinante da heterogeneidade na comunidade de plântulas, assim como os valores de p significativos na análise NMDS. O fator área, ou seja, a posição topográfica, foi o mais importante em todas as análises realizadas.

O tempo decorrido foi também gerador de mudanças na composição do banco de plântulas. Mesmo em fase inicial de sucessão, os incrementos de espécies ocorreram ao longo do tempo de avaliação. Para Elias et al. (2019), as substituições de espécies no espaço e no tempo produzem a variação sucessional, e são influenciadas pela topografia e pelos solos, resultando em maior diversidade de árvores.

Embora mais testes precisem ser feitos para verificar se os atuais resultados servem de padrão para a ocorrência das espécies, algumas reflexões podem ser sugeridas. Analisando a composição de espécies e famílias por área, percebe-se que aquelas mais generalistas, que estão adaptadas a uma gama maior de variantes ambientais, apresentam vantagens para utilização em projetos de restauração. Aquelas que foram preferenciais ou exclusivas, serão potencialmente mais restritivas quanto à sua utilização, exigindo condições mais específicas, mas que podem se encaixar no projeto, caso as peculiaridades ambientais coincidam. Com relação às famílias encontradas, Asteraceae e Solanaceae apresentam espécies pioneiras que tem ocorrência comum em estágios iniciais de sucessão (MIRANDA NETO et al., 2010; PIAIA et al., 2017), apresentando-se como boas opções para a fase inicial da regeneração florestal, dando suporte aos demais grupos de secundárias iniciais e tardias.

A utilização do banco de sementes com as características aqui encontradas, é uma boa estratégia para atingir elevados níveis de diversidade nas comunidades a serem restauradas, seja como técnica principal ou suplementar (TOZER et al., 2012). McCann (2000) afirma que a diversificação gera maior estabilidade, provavelmente pela possibilidade de respostas diversificadas às interações ambientais, que geram maior complexidade e complementaridade entre funções ecológicas, e essas respostas diferenciais das populações somam-se ao longo do tempo, criando comunidades estáveis.

A maior ocorrência de pioneiras é condição comum para ambientes em início de colonização, visto que estas espécies são mais eficientes na ocupação de espaços perturbados, e sua germinação e desenvolvimento estão relacionadas à maior disponibilidade de luz (RICKLEFS; RELYEA, 2014; GANDOLFI et al., 1995). Como estas crescem e se reproduzem de forma rápida, além de serem muito tolerantes a condições abióticas extremas, como luz solar direta e a flutuação na disponibilidade de água e de temperatura (RICKLEFS; RELYEA, 2014), tornam-se desejadas para recompor a vegetação natural nesta fase. Mas constatamos que, dentre as espécies contidas no banco da floresta avaliada, houve preferência por sombra (71,5%), e apenas 17% das pioneiras emergiram nos tratamentos de pleno sol. Outros fatores, como a estrutura litológica do substrato, podem estar agindo na distribuição das pioneiras neste espaço. O superaquecimento das rochas geram uma condição muito extrema de temperatura e ausência

de umidade superficial tão importante para o desenvolvimento inicial das plantas, e estas restrições precisam ser investigadas e consideradas nos plantios de restauração florestal.

Suprindo as expectativas iniciais, as secundárias tardias seguiram um padrão de emergência sob presença de topsoil e sombreamento (95,7%), determinadas pelas características próprias deste grupo. Estas espécies, também chamadas de clímax, normalmente produzem um pequeno número de sementes, mas de grande tamanho e crescimento lento. Muitas destas são autocóricas, o que implica um menor poder de dispersão, mas aqui houve um equilíbrio com anemocóricas e zoocóricas. Sua tolerância à sombra na fase inicial de plântula e seu grande porte quando adultas, criam uma vantagem competitiva sobre as espécies da sucessão inicial, que é evidenciada na fase final da sucessão florestal (RICKLEFS; RELYEA, 2014).

Na área total, predominaram as zoocóricas (53,9%), fato comum às florestas tropicais (PIJL, 1982). De acordo com alguns estudos, em áreas mais secas há predomínio de vetores abióticos, como o vento, agindo na dispersão de sementes, enquanto em áreas mais úmidas, os vetores bióticos são mais importantes (SILVA; RODAL, 2009; BUTLER et al., 2007). Esse padrão foi aqui observado, já que o topo é a área mais seca e apresentou maioria de anemocóricas, e a base, como área mais úmida, teve predomínio de zoocoria. Portanto, houve ação do vento e da fauna local na dispersão de sementes, o que pode ter acontecido previamente à instalação do experimento ou durante o desenvolvimento do mesmo, sendo que a fonte de sementes está a poucos metros das áreas experimentais. Em qualquer das situações de dispersão, estas não foram promotoras de resiliência no ambiente, visto que a área de pastagem mantém-se sem regeneração natural mesmo após 20 anos de criação do Parque Nacional. Somente após a retirada da braquiária e, para a maioria, após o estímulo do sombreamento, estas sementes vieram a emergir.

Do total de indivíduos emergidos, 86,4% nasceram nos tratamentos com sombreamento. O sombreamento na graduação de 50% foi o mais eficiente, de acordo com a resposta da maioria das espécies avaliadas. O topsoil também foi responsável pelo enriquecimento do banco de sementes, acrescentando 56 espécies à comunidade de plântulas, um incremento de 68,3%, e forneceu condições para a emergência de 89% das plântulas observadas. Assim, o tratamento mais eficiente em termos de diversidade e abundância foi T4 (topsoil + S50%), que conteve 42% do total de plântulas recrutadas.

A menor proporção de arbustos e árvores no topo pode estar relacionado à profundidade do substrato para o desenvolvimento de plântulas nesta topografia, onde se observou maior área de rochas expostas, e camada mais fina de solo. O estabelecimento e a sobrevivência de

plântulas dependem também da umidade e dos nutrientes que o solo disponibiliza (ROSS et al., 1992). Os tamanhos das sementes são determinantes nestas condições, tanto para promover a germinação, quanto para manter os organismos, visto que o solo pode não recobrir as radículas das sementes germinadas, o que inviabiliza a fixação e obtenção dos nutrientes, principalmente nos tratamentos em que não foi adicionado topsoil. Áreas em elevação também tem o lençol freático mais profundo, o que reduz a umidade do local. De forma contrária, a área da base apresentou mais solo e maior umidade, estando o lençol freático mais próximo da superfície (SILVA JÚNIOR et al., 2001). Tal condição foi observada no período de implantação e avaliação do experimento, com topo e encosta sempre bem drenados, com pouco solo para reter água e muitas rochas expostas, enquanto a base estava a 30 m de área que se manteve alagada no período de avaliação, estando fora do nível de alagamento pela diferença de menos de um metro de altitude.

A transposição de solo é indicada em casos específicos, porque pode não ser viável em situações onde não há a disponibilidade de solo de qualidade e em quantidades suficientes para fazer a transposição adequadamente. Em fisionomias de cerrado *sensu stricto*, por exemplo, a elevada resiliência em condição de pastagens exóticas pode ser mais favorável à condução de regeneração natural, e há casos desfavoráveis ao plantio de mudas, devido aos custos elevados e resultados que não chegam ao efeito desejado (CAVA et al., 2016). Além dos critérios sobre as características ambientais, o tamanho da área a ser tratada pode ser determinante na seleção das técnicas de restauração e de controle de espécies invasoras. Segundo Cava et al. (2016), considera-se a resiliência, os custos e as metas dos projetos para decidir sobre as técnicas de restauração mais adequadas.

Miranda-Neto et al. (2010) indicam a transposição de solo para recuperação de pastagens, preferencialmente, com solo vindo de floresta em início de sucessão, por conter espécies adaptadas à esta fase. Também recomendam que a técnica seja adotada em situação de supressão vegetal legalmente autorizada e como medida compensatória para obras de represamento ou outras atividades muito impactantes, e há a necessidade de avaliar a composição do banco antes do seu uso, para evitar plantas invasoras indesejadas. A altura da camada de topsoil também é importante. Ferreira e Vieira (2017), obtiveram melhores resultados com uma camada de 20 cm de altura para restauração de floresta tropical seca.

As repostas das espécies de florestas tropicais aos gradientes ambientais, tanto em macroescala, quanto em microescala, têm sido estudadas, tendo no solo e no clima, dois dos principais agentes causadores da variação florístico-fisionômica ao longo dos territórios (ELIAS et al., 2019; RODRIGUES et al., 2019; TOLEDO et al., 2012). Como aqui estudadas,

as particularidades que determinam a distribuição de espécies em nível local, como a topografia, o sombreamento e a presença de um banco de sementes adequado, precisam ser consideradas em estudos de conservação e restauração ambiental. Os conhecimentos sobre os microhábitas e as espécies que os compõem, podem ser úteis para conduzir as comunidades pelos processos de sucessão até atingir o objetivo final da restauração ecológica de florestas tropicais, que é a produção de comunidades maduras, com elevada diversidade e autossustentáveis.

5. CONCLUSÕES

Confirmando as expectativas iniciais do estudo, a posição topográfica foi geradora de grande heterogeneidade florística, com similaridade de 20% a 40% entre áreas muito próximas.

A diversidade foi elevada, principalmente na base e topo, e menor na encosta. Já o número de recrutamentos foi maior na encosta.

O sombreamento, principalmente no nível de 50%, influenciou positivamente a abundância e a riqueza de espécies em todas as áreas.

A adição de topsoil permitiu incremento de 68,3% de espécies, comparativamente ao banco do solo presente na pastagem, e foi responsável por 89% da abundância de plântulas. O fator tempo decorrido na avaliação foi importante no incremento de espécies e indivíduos.

Houve heterogeneidade ecológica ao longo do gradiente, com destaque para o predomínio de pioneiras e anemocóricas no topo, secundárias iniciais e arbustivo/ arbóreas na encosta, e zoocóricas na base. Na área total foram mais numerosas as espécies de porte arbustivo/ arbóreo (67,3%), pioneiras (58,6%) e zoocóricas (53,9%).

A técnica de transposição de topsoil se mostrou promissora para a restauração de pastagem de gramínea braquiária, principalmente se for associada ao sombreamento de 50%.

6. REFERÊNCIAS

AQUINO, C.; BARBOSA, L. M. Classes sucessionais e síndromes de dispersão de espécie arbóreas e arbustivas existentes em vegetação ciliar remanescente (Conchal, SP), como subsídio para avaliar o potencial do fragmento como fonte de propágulos para enriquecimento de áreas revegetadas no Rio Mogi-Guaçu, SP. **Revista Árvore**, v. 33, n. 2, p. 349-358, 2009.

BARBOSA, J. B. M.; GOMES, W. B.; MALAQUIAS, J. V.; AQUINO, F.G.; ALBUQUERQUE, L. B. Métodos de controle de braquiária (*Urochloa decumbens* Stapf.) em área de restauração ecológica de mata ripária, DF. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 4, p. 1491-1501, 2018.

BARBOSA, L. M. et al. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. **Restauração ecológica: novos rumos e perspectivas**. São Paulo: Instituto de Botânica, p. 303, 2015.

BUTLER, D.W.; GREEN, R.J.; LAMB, D.; MCDONALD, W.J.F.; FORSTER, P.I. Biogeography of seed-dispersal syndromes, life-forms and seed sizes among woody rain-forest plants in Australia's subtropics. **Journal of Biogeography** 34(10): 1736-1750, 2007.

CAVA, M. G. D. B.; ISERNHAGEN, I.; MENDONÇA, A. H. D.; DURIGAN, G. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, 43(2), 301-315, 2016.

SOUZA, S. C. P. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. A influência da cobertura vegetal e da distância do remanescente florestal no processo de regeneração natural na Floresta Ombrófila Densa Montana 1. **Hoehnea**, v. 45, n. 1, p. 55-68, 2018.

ELIAS, F., JUNIOR, B. H. M., DE OLIVEIRA, F. J. M., DE OLIVEIRA, J. C. A., & MARIMON, B. S. Soil and topographic variation as a key factor driving the distribution of tree flora in the Amazonia/Cerrado transition. **Acta Oecologica**, 100, 103467, 2019.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Listagem das Famílias e Espécies nativas encontradas na regeneração natural de plantios de Eucalyptus do Brasil**, 17p. Disponível em: https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/silvicultura/download/tab3_eucalipto_brasil.pdf, acesso em 12 de março de 2020.

FERNANDES, S. S. L.; PEREIRA, Z. V.; LOBTCHENKO, G.; GOMES, C. F.; GOMES, M. E. S. . Estrutura e similaridade florística de dois componentes arbóreos de florestas estacionais semidecíduais do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema-MS. **Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, v. 17, n. 6, 2013.

FERREIRA, Maxmiller Cardoso; VIEIRA, Daniel Luis Mascia. Topsoil for restoration: Resprouting of root fragments and germination of pioneers trigger tropical dry forest regeneration. **Ecological Engineering**, v. 103, p. 1-12, 2017.

FLORA DO BRASIL 2020 (em construção). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 19 Mar. 2020.

FORNARA, D. A.; DALLING, J. W. Seed bank dynamics in five Panamanian forests. Published online by Cambridge University Press: **Journal of Tropical Ecology**, pp. 223-226, 2005.

KLIPPEL, V. H. et al. Avaliação de métodos de restauração florestal de Mata de Tabuleiros-ES. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 39, n. 1, p. 69-79, 2015.

LUZ, G. R. D.; MOTA, G. D. S.; SPADETO, C.; TOLENTINO, G. S.; FERNANDES, G. W.; NUNES, Y. R. F. Regenerative potential of the soil seed bank along an elevation gradient of rupestrian grassland in southeastern Brazil. **Botany**, v. 96, n.5, p. 281-298, 2018.

- McCANN, K.S. The diversity-stability debate. **Nature**, n.405, p. 228-233, 2000.
- McGRADY-STEED, J.; HARRIS, P.M.; MORIN, P.J. Biodiversity regulates ecosystem predictability. **Nature**, 390: 162-165, 1997.
- MEDINA, B. M. O.; FERNANDES, G. W. The potential of natural regeneration of rocky outcrop vegetation on rupestrian field soils in " Serra do Cipó", Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, n. 4, p. 665-678, 2007.
- MIRANDA-NETO et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, vol.34, no.6, 2010.
- MURRAY, K. G.; GARCIA, M. Contributions of seed dispersal to recruitment limitation in a Costa Rican cloud forest. Pp. 323–338. *In*: Levey, D. J.; Silva, W. R.; Galetti, M. (eds). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. CAB International, Wallingford, 2002.
- OLIVEIRA, J. G. D. de. **Potencial da gramínea exótica braquiária, *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster (Poaceae), como barreira à regeneração natural no Parque Nacional da Serra da Bodoquena.** (TCC - Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação). Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Escola Nacional de Botânica Tropical, 129p., 2014.
- PÉREZ-ESPAÑA, H.; ARREGUÍN-SANCHEZ, F. A measure of ecosystem maturity. **Ecological Modelling**, n.119, p. 79-85, 1999.
- PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; COSTA, E. A.; FELKER, R. M.; PIAZZA, E. M.; STEFANELLO, M. M. Transposição do banco de sementes para restauração ecológica da floresta estacional no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 12, n. 2, p. 227-235, 2017.
- PIVELLO, V. R. Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **Ecologia Info**, Sweden, n. 33, 2011.
- RODRIGUES, P. M. S.; SILVA, J. O.; SCHAEFER, C. E. G. R. Edaphic properties as key drivers for woody species distributions in tropical savannic and forest habitats. **Australian Journal of Botany**, v. 67, n. 1, p. 70-80, 2019.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto para a restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Instituto BioAtlântica, São Paulo, 2009.
- ROSS, S.M.; LUIZÃO, F.J.; LUIZÃO, R.C.C. Soil condition and soil biology in different habitats across a forest-savanna boundary on Maracá Island, Roraima, Brazil. *In*: J.P. Furley & J.A. Ratter (eds.). **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. London, Chapman & Hall, p. 145-170, 1992.
- SANO, E. E. et al. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 166, n. 1-4, p. 113-124, 2010.

SILVA, M. C. N. A.; RODAL, M. J. N. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1040-1047, 2009.

SILVA JÚNIOR, M. C.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M. T.; NOGUEIRA, P. E.; REZENDE, A. V.; MORAIS, R. O.; NÓBREGA, M. G. G. **Análise da flora arbórea de Matas de Galeria no Distrito Federal: 21 levantamentos**. Cap.5, p 143-191. *In*: Ribeiro, J. F.; Fonseca, C. E. L.; Sousa-Silva, J. C. Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2001.

SILVEIRA, E. R. et al. Controle de gramíneas exóticas em plantio de restauração do Cerrado. *In*: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. (Org.). **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras, v. 1, p. 5-7, 2013.

SOUSA-SILVA, J.L.; RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L.; ANTUNES, N.B. **Germinação de sementes e emergência de plântulas de espécies arbóreas e arbustivas que ocorrem em matas de galeria**. *In*: J.F. Ribeiro; C.E.L. Fonseca; J.C. Souza-Silva (orgs.). Cerrado – caracteização e recuperação de matas de galeria.. Embrapa, Planaltina, p.379-422, 2001.

THE PLANT LIST (2013). Versão 1.1. Published on the Internet; <http://www.theplantlist.org/>
Acesso em: 19 Mar. 2020.

TOLEDO, M.; PEÑA-CLAROS, M.; BONGERS, F.; ALARCÓN, A.; BALCÁZAR, J.; CHUVIÑA, J.; ... POORTER, L. Distribution patterns of tropical woody species in response to climatic and edaphic gradients. **Journal of Ecology**, v.100 n.1, p. 253-263, 2012.

TOZER, M. G.; MACKENZIE, B. DE; SIMPSON, C. C. An application of plant functional types for predicting restoration outcomes. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 6, p. 730-739, 2012.

ZHANG, Z. Q.; SHU, W. S., LAN, C. Y.; WONG, M. H.. Soil seed banks as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings. **Restoration Ecology**, v.9, n.4, p.378-385, 2001.

ARTIGO 3 - Filtros ecológicos na dinâmica inicial de semeadura direta com espécies arbóreas da transição savana-floresta decidual

Filtros ecológicos na dinâmica inicial de semeadura direta com espécies arbóreas da transição savana-floresta decidual

Carmen Beatriz Reiss Zavala & Zefa Valdivina Pereira

Resumo

O êxito nas ações de restauração ecológica está relacionado ao conhecimento dos filtros bióticos e abióticos que direcionam o processo de sucessão e estabelecimento dos indivíduos e das espécies na comunidade. Especialmente na transição savana-floresta decidual, o conhecimento sobre as interações planta-ambiente é escasso, e o estudo da dinâmica na semeadura direta pode trazer informações relevantes nesta área. Buscando avaliar o potencial de uso de 15 espécies arbóreas da transição savana-floresta decidual na semeadura direta, testamos as interações entre variáveis abióticas (topografia, sombreamento, *topsoil* e tempo de observação) e bióticas (potencial de emergência e estabelecimento de plântulas) em seis tratamentos, sob diferentes posições no relevo. Adicionalmente, analisamos os efeitos da precipitação e da herbivoria sobre a dinâmica. No plantio em linhas, utilizou-se 720 sementes de cada espécie, distribuídas nos tratamentos, com quatro repetições em blocos casualizados, nas três faixas topográficas selecionadas. As taxas de emergência variaram de 0,5% a 50,5%, e a mortalidade total ao final da avaliação foi de 45%. O tempo de observação e o sombreamento influenciaram na emergência, porém o acréscimo de *topsoil* aos canteiros não apresentou resultados significativos nesta etapa do desenvolvimento. A precipitação teve correlação positiva com a emergência, enquanto a mortalidade teve correlação positiva com a herbivoria. As espécies tiveram comportamentos variados frente aos tratamentos, com similaridades dentro dos grupos taxonômicos. A topografia, embora não tenha afetado de forma incisiva a composição e abundância das comunidades, foi importante para a abundância de algumas espécies. Preferências ambientais e herbivoria serviram de filtros ecológicos na determinação do arranjo final da comunidade de plantas.

Palavras-chave: restauração ambiental, interação ecológica, herbivoria, sombreamento, topografia, Serra da Bodoquena

1. INTRODUÇÃO

Os fatores limitantes para a restauração ecológica, tanto físicos como bióticos, estão presentes em escalas e formas diferentes para cada ambiente, variando de acordo com cada contexto. A suscetibilidade das espécies aos distúrbios ecológicos leva a alterações no curso traçado para a sucessão, agindo como filtro que define as regras de montagem dos ecossistemas (HOBBS; NORTON, 2004; MENNINGER; PALMER, 2006). Para obter êxito nos processos de restauração é necessário conhecer e compreender os filtros-chave, manejando-os e decidindo sobre a estratégia de restauração mais adequada para cada sítio (HOBBS; NORTON, 2004).

Compreender como o desempenho individual dos componentes de uma população ou comunidade afeta o comportamento coletivo, nos permite prever eventos e, em decorrência, promover ações que antecipem potenciais problemas (LAVOREL; GARNIER, 2002). No caso dos ecossistemas florestais, o exame dos mecanismos que governam a estrutura e a dinâmica comunitária também tem sido importante para o desenvolvimento da silvicultura e do manejo florestal (PACALA et al., 1995; ZAVALA et al., 2007).

Um dos maiores desafios na restauração é a redução de custos (RODRIGUES et al., 2009; BENINI; ADEODATO, 2017). A semeadura direta de árvores nativas vem se mostrando como uma alternativa de baixo custo, além da maior facilidade de plantio (ENGEL; PARROTTA 2001; FERREIRA et al., 2007; WALLIN et al., 2009; PEREIRA et al., 2014; BRANCALION et al., 2015). Também apresenta desvantagens, como a impossibilidade de prever as taxas de germinação no campo, a necessidade de cuidados mais intensivos na manutenção dos plantios nos dois primeiros anos e elevada mortalidade no primeiro ano (ARAKI, 2005; FALCK, 2005). Esta técnica tem sido considerada uma maneira mais eficiente de enriquecer um sistema existente, como uma abordagem complementar ao plantio de mudas (COLE et al. 2011). Entretanto, em áreas de difícil acesso com solos rasos, desfavoráveis ao plantio de mudas, a semeadura direta torna-se a opção mais viável (CLOSE; DAVIDSON 2003).

O conhecimento sobre nichos de emergência específicos e efeitos de pré-tratamentos das sementes auxiliam na seleção de espécies para a semeadura direta, sendo importantes no aumento das taxas de emergência e estabelecimento (WAGNER et al., 2011), permitindo avaliar a viabilidade das espécies para esta técnica (LAMB, 2011). A compreensão sobre os efeitos do sombreamento, topografia, qualidade do solo e a disponibilidade de água, são fundamentais para o planejamento e implementação de técnicas de restauração.

Fatores bióticos que interferem nos resultados de aplicação desta técnica também devem ser ponderados. A herbivoria, é uma das interações ecológicas planta-animal que agem no direcionamento da composição e estrutura da vegetação de ecossistemas terrestres (CRAWLEY, 1997), sendo a mais frequente deste tipo de relação, e afeta o desenvolvimento e o crescimento das plantas de forma negativa (PRICE et al., 1980; WEIS, 1992). Dessa forma, a forte pressão seletiva sobre a vegetação natural, interfere na dinâmica populacional, modulando a abundância e distribuição, afetando as relações de competição e impactando o processo de sucessão das espécies vegetais (LEAL; WIRTH; TABARELLI, 2012; RAUSHER, 1980; RICKLEFS, 2003).

Estudos que avaliem as adaptações das espécies ao seu habitat e a viabilidade de uso na semeadura direta, especialmente na transição savana-floresta decidual, são escassos, faltando subsídios para a conservação e restauração dessas áreas. Tanto áreas de transição, quanto as formações savânicas e de florestas deciduais, revestem-se de grande importância ecológica, com peculiares características, produto de interações bióticas e abióticas diversas (FELFILI; SOUSA-SILVA; SCARIOT, 2005). Para assegurar sua proteção, existe a necessidade de levantar mais informações sobre os seus atributos em escala local e regional.

Sob este enfoque, objetivou-se avaliar experimentalmente as interações abióticas (topografia, precipitação, sombreamento, topsoil e tempo de observação) e bióticas (potencial de emergência, estabelecimento de plantas e herbivoria) de 15 espécies arbóreas da transição savana-floresta decidual da Serra da Bodoquena, como subsídio à gestão para conservação e restauração de área protegida.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área experimental localiza-se no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Bonito – MS, na cabeceira do rio Perdido, nas coordenadas 21°07'24"S e 56°43'14'O (autorização ICMBio n. 56602-1). A altitude varia de 515 m a 565 m acima do nível do mar, com relevo irregular de afloramento rochoso. Os solos são férteis (PEREIRA et al., 2013) e muito rasos na maior parte do terreno.

O local possui uma matriz florestal entremeada por pastagem exótica de *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster (Poaceae) (braquiária), necessitando de intervenção para processo de restauração ecológica.

A vegetação predominante é de floresta estacional decidual, com áreas adjacentes de savana arbórea, havendo pontos de transição entre uma e outra formação. A fisionomia florestal ocorre sobre morros e a savânica nos vales, com transição de feições ao longo do gradiente topográfico.

O clima é estacional, classificado como Aw por Köppen (1948), com período chuvoso de outubro a março e seco de abril a setembro, com média pluviométrica anual de 1800 mm, variando de 1600 mm a 2000 mm. Dados de pluviosidade foram coletados próximo à área de estudo por meio de pluviômetro. A precipitação aferida, com valores absolutos para os intervalos de dez dias que antecederam cada avaliação, é apresentada na Figura 1.

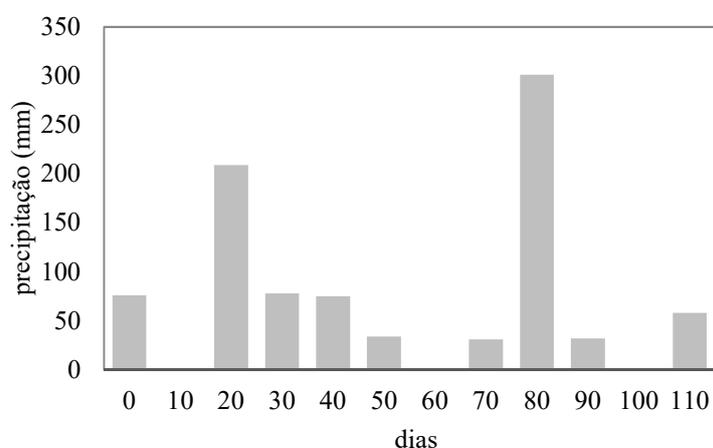


Figura 1. Precipitação durante a implantação e avaliação do experimento, no período de dezembro de 2017 a abril de 2018, com valores absolutos para cada ciclo de coleta de dados (Fonte: este estudo).

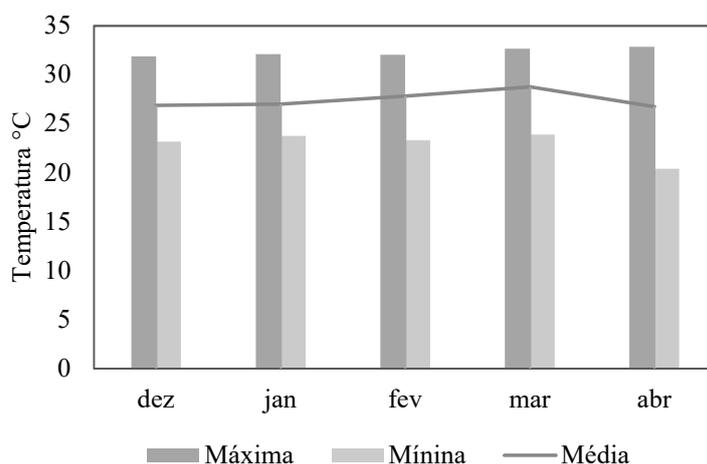


Figura 2. Temperaturas no período de avaliação do experimento (média, média das mínimas e média das máximas) de dezembro de 2017 a abril de 2018. (Fonte: Inmet, 2018)

As temperaturas variam de 0°C no inverno a 40°C no verão. As médias do período de avaliação do experimento constam na Figura 2, sendo que a mínima absoluta foi de 17°C e a máxima absoluta de 36°C.

2.2. Condução do experimento e tratamentos

A coleta de frutos e sementes ocorreu na vegetação do entorno, definida num raio de 25 km. Foi realizado o despulpamento manual dos frutos carnosos para a retirada das sementes, com limpeza em água corrente e disposição sobre papel toalha para secagem à sombra por 24 horas. Todas as sementes foram armazenadas na geladeira (aprox. 8°C) em recipientes de vidro separados por espécie, hermeticamente fechados.

Como resultado da coleta e seleção de sementes, foram obtidas 15 espécies (tabela N), sendo *Vachellia farnesiana* e *Zanthoxylum sprucei* apenas em áreas abertas de savana e *Sapindus saponaria*, *Rhamnidium elaeocarpum*, *Enterolobium contortisiliquum* e *Peltophorum dubium* em áreas abertas e florestas e as demais espécies, em áreas florestadas.

Antes do plantio foi avaliado o vigor das sementes através do teste de tetrazólio, que serviu como parâmetro para indicar a qualidade das sementes quanto à capacidade de germinação. No teste, as sementes foram cortadas ao meio para observação do embrião, sendo incluídas no plantio apenas aquelas que apresentaram coloração indicativa de viabilidade acima de 60% na amostragem. Na Tabela 1 estão contidos os resultados do teste em cada espécie.

Tabela 1. Espécies testadas em semeadura direta no Parque Nacional da Serra da Bodoquena.

Família	Espécie	COD	CS	SD	D	TT	Ttz – sementes %		
							M	BV	AV
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Hhe	St	An	Dec	N	35	5	60
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Him	St	An	Dec	N	20	18	62
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Aco	Si	Au	Dec	N	0	10	90
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Eco	Si	Zo	Dec	S	0	23	77
	<i>Guibourtia hymenaeifolia</i> (Moric.) J. Léonard	Ghy	St	Zo	Per	S	12	18	70
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Pdu	Si	An	Dec	S	2	15	83
Myrtaceae	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	Vfa	Si	Zo	Per	S	4	11	85
	<i>Eugenia florida</i> DC.	Efl	St	Zo	Per	N	10	10	80
	<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	Emy	St	Zo	Per	N	14	12	74
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Eun	St	Zo	Per	N	2	5	95
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Gop	Si	Zo	Per	N	5	25	70
Sapindaceae	<i>Averrhoidium paraguayense</i> Radlk.	Apa	Si	Zo	Dec	N	22	18	60
	<i>Sapindus saponaria</i> L.	Ssa	Si	Zo	Per	S	2	19	79
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Rel	Si	Zo	Per	N	1	7	92
Rutaceae	<i>Zanthoxylum sprucei</i> Engl.	Zsp	Si	Zo	Per	S	2	8	90

Legenda: COD – código; CS – classe sucessional (Pi: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia); SD – síndrome de dispersão (An: anemocórica; Au: autocórica; Zo: zoocórica); D – deciduidade foliar (Dec.: decídua; Per.: perene); TT – tratamento térmico (S: sim; N: não)Ttz – teste do tetrazólio; M – sementes mortas; BV: baixo vigor no teste; AV; alto vigor no teste.

No dia do plantio, as espécies com testa dura receberam tratamento térmico para acelerar a germinação. Foi feita imersão em água a 80°C nos tempos de 10 s (*Zanthoxylum sprucei*), 20 s (*Peltophorum dubium*), 30 s (*Vachelia farnesiana*), 40 s (*Enterolobium contortisiliquum*) e 60 s (*Sapindus saponaria*), das menores para as maiores sementes, respectivamente.

No teste de sombreamento foram aplicadas duas graduações, sendo tela de 50% (S50%) e tela de 70% (S70%) de obstrução de luz, e o controle (S0% - ausência de tela), buscando simular as condições de interior e borda de floresta e testar as preferências das espécies quanto a este quesito.

Os tratamentos testados foram os seguintes: (T1) sementes; (T2) sementes + S50%; (T3) sementes + S70%; (T4) sementes + topsoil; (T5) sementes + topsoil + S50%; e (T6) sementes + topsoil + S70%.

Os blocos casualizados foram alocados seguindo o gradiente topográfico da menor para a maior altitude, dividido em três segmentos: base, encosta e topo. Um bloco foi alocado na base, a 519 m de altitude, um na encosta média, a 540 m de altitude e outro no topo, a 560 m de altitude. A encosta tem face voltada para o norte e o seu declive é de 23%. A base está localizada à noroeste da encosta e topo e o seu relevo é plano, com menos de 3% de declive. No topo o relevo é levemente ondulado, com declividade máxima de 5%. As três áreas estão equidistantes 50 m.

Cada tratamento contou com quatro repetições, com canteiros contendo dois metros lineares de sementes e 0,5 m x 2 m (1m²) de área para tratamento com inclusão de solo, totalizando 24 canteiros por topografia. O espaçamento entre linhas foi de 1,5 e 2m no entorno para distanciamento da braquiária, com área experimental total de 480 m². O preparo e manutenção da área incluiu a capina, arranque manual e roçagens periódicas para retirada e controle da braquiária.

Em cada repetição foram utilizadas dez sementes por espécie, com densidade de 75 sementes/m.lin, totalizando 600 sementes por tratamento (8 m.lin), 3.600 por bloco e 10.800 para todo o experimento. Para a organização do plantio foram preparados pacotes com o *mix* das 150 sementes para cada canteiro.

O plantio foi realizado em dezembro de 2017, durante o período chuvoso, e a dinâmica de emergência de plântulas foi avaliada até abril de 2018, quando houve declínio acentuado do número de emergências e o início do outono marca o final do período de elevada precipitação.

Foram 11 avaliações, onde todos os indivíduos emergentes receberam plaqueta com numeração em série, sendo anotadas as características e identificadas as espécies de acordo com dados previamente levantados da florística do entorno e da germinação, em laboratório, das

sementes coletadas. Além do número de plântulas emergentes, foram observados e anotados os indivíduos mortos e os indícios de herbivoria e outras injúrias, como quebra e esmagamento pelo trânsito da fauna silvestre. O período de avaliação da dinâmica foi definido pela intensidade das taxas de emergência, para detectar as espécies com maior índice de desempenho inicial e quais dos fatores bióticos e abióticos influenciaram no processo.

2.3. Análise estatística

Ao final da avaliação e coleta de dados, para verificar o grau de associação das diferentes técnicas e das interações bióticas e abióticas, realizamos tratamento estatístico com análise multivariada. Nesta etapa foi utilizado o programa estatístico R, versão 3.5.1 (R Core Team, 2018) com o pacote Vegan (Oksanen et al., 2018).

Considerando que a pesquisa busca por variáveis associadas com interferência, todas as variáveis independentes foram confrontadas com a variável dependente emergência. Pelo Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), a ordenação baseada da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis foi gerada em gráfico, incluindo a emergência por espécie, posição no relevo, tratamento, repetição e tempo decorrido. A diferença estatística para as variáveis resposta entre os tratamentos, foi calculada pela MANOVA (Análise de Variância Multivariada) (FRIEDRICH et al., 2016).

Para classificação das espécies quanto ao seu desempenho, aplicamos o índice de performance, em que:

$$PE = (E+S/100)$$

e: PE= performance da espécie; E= emergência e S= sobrevivência.

A soma dos valores do índice das espécies representa o índice de performance do respectivo tratamento ou grupo analisado. Os valores máximos de PE são baseados no número de sementes plantadas (potencial de emergência + sobrevivência) e, portanto, diferentes para cada situação avaliada (Tabela 2).

Tabela 2. Valores máximos referência dos índices de performance (PE) por categoria.

Sp.trat.	Sp.top.	Sp.tot.	Trat.	Top.	Tot.
0,8	4,8	14,4	12,0	72,0	216,0

Em que: Sp.trat – espécie por tratamento; Sp.top – espécie por topografia; Sp.tot – espécie na área total; Trat. – por tratamento; Top. – por topografia; Tot. – na área total.

A correlação entre as variáveis dependentes e independentes na análise de precipitação e herbivoria foi medida pelo coeficiente de Pearson.

3. RESULTADOS

Foram 2.416 registros de emergência que corresponderam a 22,4% da sementeira total. As curvas de emergências (Figura 3) demonstram que houve um pico aos 20 dias do plantio e, após, um decrescimento. O valor mínimo de emergências aos 110 dias marcou a desaceleração da dinâmica e o final deste período.

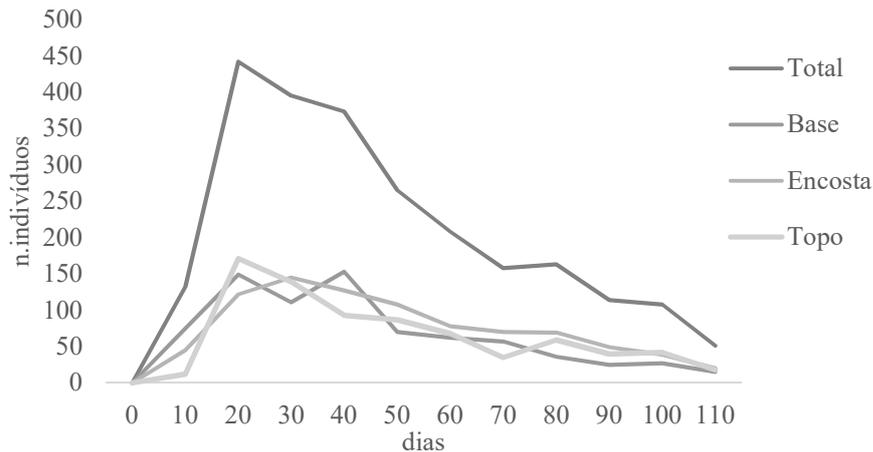
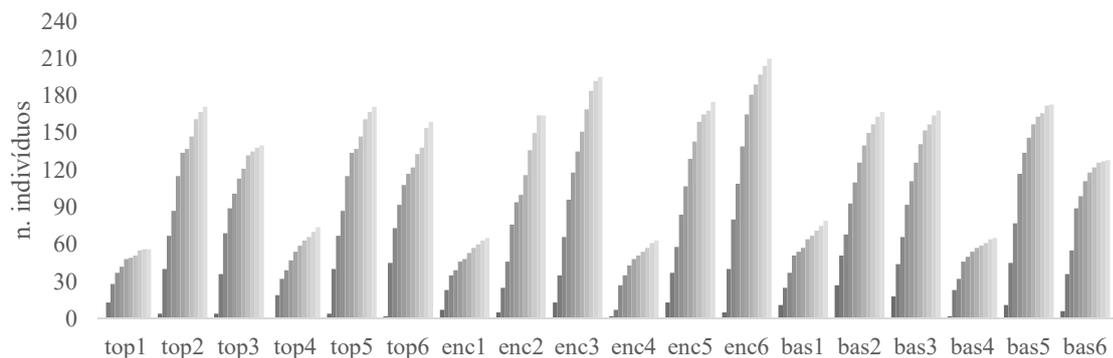


Figura 3. Número de plântulas emergidas no período de avaliação na área total e nas faixas topográficas.

A dinâmica recrutamento x mortalidade apresentou acréscimos variados entre os tratamentos, dias e áreas (Figura 4). Os maiores valores acumulados para o recrutamento ocorreram no tratamento 3 (S70%) e 6 (*topsoil* + S70%) da encosta. O número total de indivíduos mortos foi maior no tratamento 2 (S50%) da encosta, seguido dos tratamentos 2 (S50%) e 3 (S70%) da base.



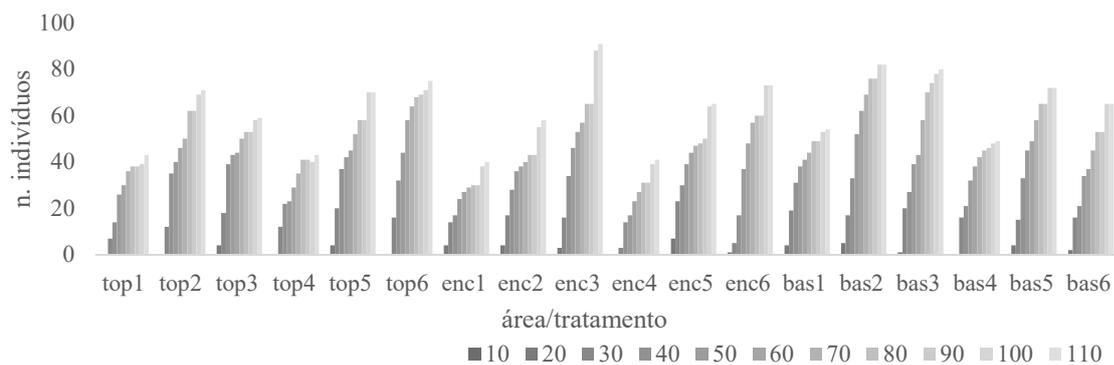


Figura 4. Emergência acumulada (a) e mortalidade acumulada (b) dos seis tratamentos nas três topografias em 110 dias de avaliação. Em que: top – área do topo; enc – área da encosta; bas – área da base.

O sombreamento, com ou sem *topsoil*, foi responsável pela maior quantidade de emergências em todas as faixas topográficas, sendo que S50% apresentou melhor resultado no topo e base, e S70% na encosta (Figura 5). Os tratamentos 1 e 4 (S0%) tiveram o menor número de emergências e a maior mortalidade em todas as áreas (Figura 6).

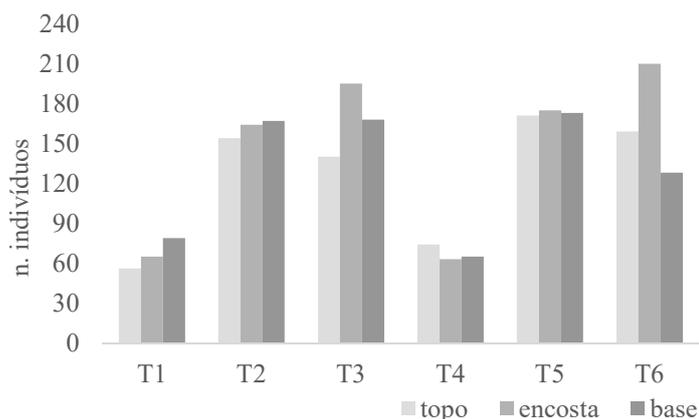


Figura 5. Emergências por tratamento e por área.

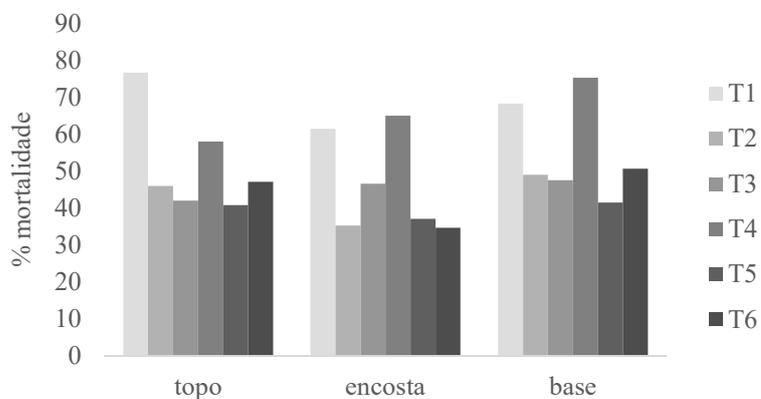


Figura 6. Percentual de mortalidade por tratamento e por área.

O escalonamento multidimensional (Figura 7) permitiu visualizar a dissimilaridade entre todas as variáveis incluídas no experimento, demonstrando que a variação nos tratamentos de *topsoil* e topografia não foram determinantes no recrutamento de indivíduos. Todavia, o tempo de observação e as graduações do sombreamento foram importantes para os resultados de abundância. As diferenças no recrutamento foram explicadas para a variável tempo decorrido pelos valores de Pillai = 0.54751 (gl 10 e 20 e $p < 2.2e-16$) e para sombreamento de Pillai = 0.09292 (gl 2 e 4, $p = 6.092e-12$). A ordenação em duas dimensões recuperou 88% da variância total da matriz original, (stress = 0,16).

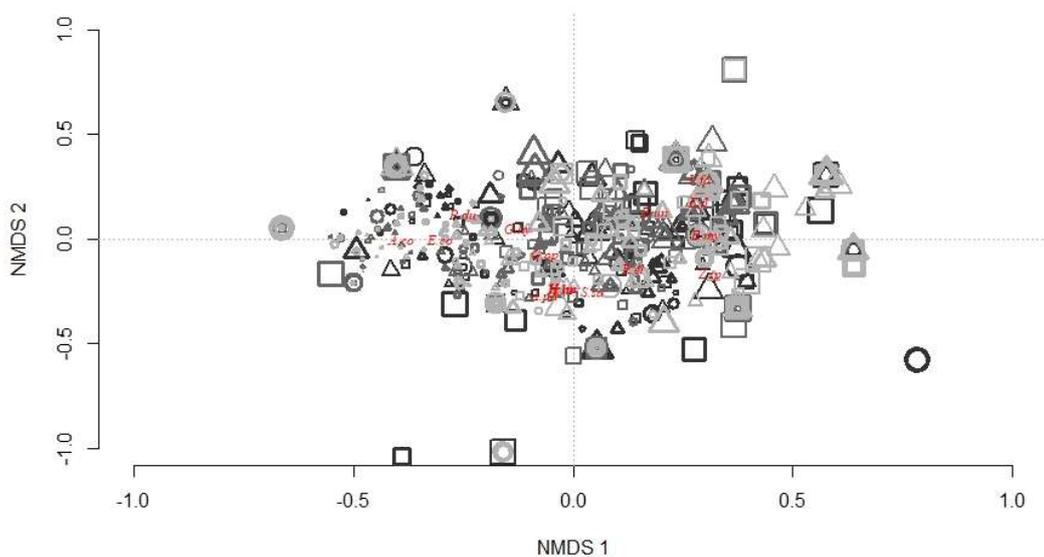


Figura 7. Diagrama de ordenação de 15 espécies testadas na semeadura direta em três faixas topográficas. Representação: topografia: cinza escuro = topo; cinza médio = encosta; cinza claro = base. Sombreamento: ○ = 0%; △ = 50%; □ = 70%. Tempo decorrido: aumento no tamanho do símbolo do menor para o maior. *Topsoil*: borda estreita = ausente; borda espessa = presente.

As espécies de Fabaceae (*Anadenanthera colubrina*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Peltophorum dubium* e *Guibourtia hymenaefolia*) ficaram agrupadas na região central e negativa do primeiro e segundo eixo, demonstrando sua correlação comportamental. Estas tiveram maior emergência no tempo inicial (10 a 30 dias), com decaimento nas avaliações subsequentes. Apenas *Vachelia farnesiana* foi dissimilar no grupo desta família.

As representantes de *Eugenia* spp. ficaram agrupadas na região oposta do eixo em relação às Fabaceae, apresentando comportamento distinto, com preferência pelo sombreamento e nascimento expressivo em período intermediário das avaliações (entre 30 e 70 dias). A Tabela 3 traz as dez espécies de maiores PE, com desempenhos nos tratamentos e áreas.

Tabela 3. Número total de indivíduos emergidos e mortos, e índice de performance das espécies na semeadura direta sob diferentes tratamentos e áreas.

Espécies	Top.	NIem	NI _{mo}	PE - Espécies x Tratamentos/ Área						Total
				T1	T2	T3	T4	T5	T6	
<i>A.colubrina</i>	T	43	43	0,05	0,09	0,09	0,06	0,08	0,06	0,43
	E	81	81	0,12	0,14	0,19	0,07	0,17	0,12	0,81
	B	82	80	0,13	0,19	0,13	0,12	0,15	0,12	0,84
<i>E.contortisiliquum</i>	T	70	64	0,13	0,08	0,10	0,13	0,16	0,16	0,76
	E	89	79	0,13	0,16	0,20	0,07	0,22	0,21	0,99
	B	94	92	0,17	0,28	0,18	0,08	0,17	0,08	0,96
<i>E.florida</i>	T	50	6	0,00	0,20	0,18	0,07	0,23	0,26	0,94
	E	69	10	0,02	0,18	0,41	0,00	0,29	0,38	1,28
	B	39	7	0,00	0,20	0,15	0,02	0,20	0,14	0,71
<i>E.myrcianthes</i>	T	37	0	0,00	0,16	0,12	0,10	0,14	0,22	0,74
	E	38	7	0,04	0,10	0,14	0,00	0,18	0,23	0,69
	B	39	4	0,04	0,22	0,15	0,00	0,21	0,12	0,74
<i>E.uniflora</i>	T	92	14	0,00	0,40	0,27	0,14	0,50	0,39	1,70
	E	142	16	0,19	0,71	0,51	0,10	0,56	0,61	2,68
	B	97	27	0,13	0,36	0,42	0,04	0,42	0,30	1,67
<i>G.opposita</i>	T	79	30	0,06	0,20	0,33	0,04	0,37	0,28	1,28
	E	156	44	0,10	0,69	0,49	0,15	0,54	0,71	2,68
	B	129	67	0,16	0,29	0,46	0,14	0,50	0,36	1,91
<i>G.hymenaefolia</i>	T	25	19	0,05	0,07	0,05	0,00	0,06	0,08	0,31
	E	39	33	0,03	0,05	0,14	0,05	0,09	0,09	0,45
	B	37	35	0,02	0,06	0,03	0,05	0,14	0,09	0,39
<i>P.dubium</i>	T	142	137	0,13	0,29	0,30	0,11	0,34	0,30	1,47
	E	80	58	0,04	0,24	0,28	0,10	0,10	0,26	1,02
	B	98	58	0,16	0,21	0,29	0,17	0,33	0,22	1,38
<i>R.elaeocarpum</i>	T	86	20	0,05	0,47	0,37	0,07	0,38	0,18	1,52
	E	85	14	0,13	0,20	0,32	0,10	0,36	0,45	1,56
	B	121	16	0,20	0,48	0,61	0,00	0,56	0,41	2,26
<i>S.saponaria</i>	T	115	17	0,20	0,40	0,36	0,29	0,46	0,42	2,13
	E	75	18	0,10	0,17	0,26	0,21	0,21	0,37	1,32
	B	32	10	0,09	0,13	0,11	0,12	0,07	0,02	0,54
Outras		55	24	0,02	0,21	0,20	0,08	0,11	0,23	0,85
Total		2416	1130	2,69	7,63	7,84	2,68	8,30	7,87	37,01

Legenda: PE – índice de performance. Topografia (Top.): T – topo; E – encosta; B – base. NI (número de indivíduos): em – emergentes; mo – mortos.

Cinco espécies tiveram baixa emergência (*Handroanthus heptaphyllus*, *Handroanthus impetiginosus*, *Averrhoidium paraguayense*, *V. farnesiana* e *Zanthoxylum sprucei*), com PE global (somatória de todos os tratamentos e áreas) igual ou menor que 0,32 e dados considerados insuficientes para avaliar padrões.

O melhor desempenho global foi de *Eugenia uniflora* (PE=6,05), seguida de *Guapira opposita* (PE=5,87), *Rhamnidium elaeocarpum* (PE=5,34), *Sapindus saponaria* (PE=3,99) e *P. dubium* (PE=3,87). Os tratamentos de melhor performance foram T5 (PE=8,3), T6 (PE=7,87), T3 (PE=7,84) e T2 (PE=7,63). A área total teve PE=37, representando apenas 17,2% de seu potencial máximo, com grande influência da baixa sobrevivência sobre este índice.

Dos 1.130 indivíduos mortos, 67% foram atacados por herbívoros, com intensidades diferentes em cada área. No topo, a mortalidade pós-predação foi de 57%, na encosta, 74% e, na base, 69%. A mortalidade pós-herbivoria representou o maior percentual no total de mortes observadas, com taxas maiores em sentido à parte baixa do relevo (Figura 8).

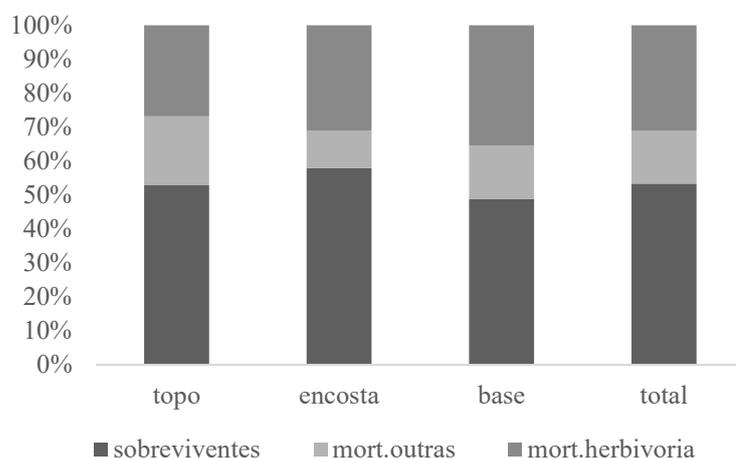


Figura 8. Mortalidade pós herbivoria, mortalidade de causas não observadas (outras) e sobreviventes no total de indivíduos emergentes por faixa topográfica e área total.

O comportamento da curva de herbivoria indica tendência crescente ao final do período, enquanto a de mortalidade tende à diminuição (Figura 9). Devemos considerar que as mortes relacionadas à predação foram registradas nas avaliações após a ocorrência das injúrias, sendo o registro observado nos indivíduos ainda vivos. Nota-se ainda que a herbivoria tende a um padrão cíclico, com aumentos e reduções periódicas nos ataques, o que pode estar relacionado a eventos climáticos. Houve variação na precipitação do período, com períodos sem chuva e dias de chuva muito intensa, com 209 mm distribuídos entre 10 e 20 dias, e o total de 301 mm para o período próximo aos 80 dias, com 220 mm em um único dia.

As curvas de mortalidade e herbivoria apresentaram correlação positiva mediana ($\rho = 0,51$). Todavia, estimando a predação para a parcela de mortes sem causa observada, podemos chegar a 95% das mortes relacionadas ao pós-herbivoria. Outras causas de morte foram a quebra ou esmagamento decorrentes do trânsito da fauna silvestre, com estimativa de 5% na área total, e com taxa maior na base do morro (7,6%).

Na correlação com a precipitação, a herbivoria e a mortalidade apresentaram valores positivos muito baixos ($\rho = 0,15$ e $\rho = 0,008$, respectivamente), sendo maior em relação à emergência ($\rho = 0,33$).

Em termos absolutos, as Fabaceae (5 spp.) apresentaram os maiores valores de predação e mortalidade decorrente, onde dos 892 indivíduos emergidos, 585 (65,6%) sofreram herbivoria

e, 532 (90,9%) morreram, representando 59,6% do total de indivíduos desta família. Em contrapartida, Myrtaceae, com três espécies e 603 indivíduos, teve 258 (42,8%) predados, dos quais apenas 56 (21,7%) morreram, ou seja, 9,3% do total de indivíduos, demonstrando a divergência comportamental entre estas duas famílias.

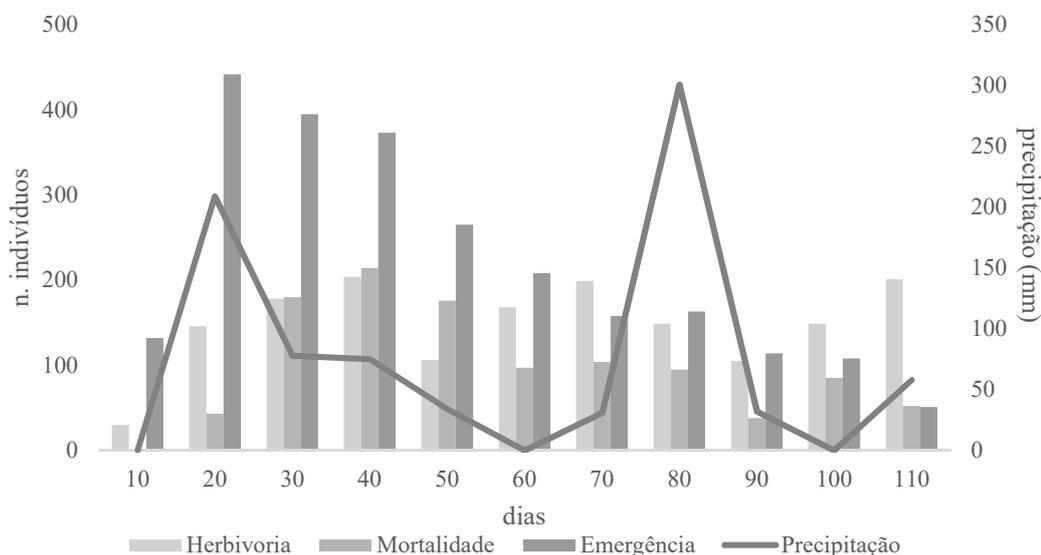


Figura 9. Precipitação e o número de indivíduos emergidos, mortos e predados.

A menor e a maior frequência média de ataques aos indivíduos predados (Fr) variou de 1 (*Eugenia myrcianthes*) a 1,87 (*Eugenia florida*), e ocorreram no topo em espécies do mesmo gênero, indicando que a intensidade de ataques, neste caso, não deve estar ligada à posição topográfica.

A. colubrina teve as menores frequências (Fr = 1,15), 65,5% de indivíduos atacados e 100% de mortalidade, morrendo no primeiro ou segundo ataque, se destacando como a primeira na lista de preferências dos predadores. Com comportamento similar, *P. dubium* (Fr = 1,21; 64,4%) diferiu apenas na área da base, onde a taxa de mortalidade das atacadas foi menor (61%), mantendo o padrão das Fabaceae no topo (98,9%) e encosta (90,6%).

Por outro lado, *E. myrcianthes* (Fr=1,43) e *florida* (Fr=1,47) foram as mais resistentes, pois tiveram as menores taxas de predação (27,2% e 29,1%), e a segunda e terceira mais tolerantes, com baixa mortalidade decorrente (4,4% e 8,9%). *E. uniflora* (Fr=1,57), com 54,7% de plantas atacadas, foi a primeira em tolerância, obtendo as maiores taxas de sobrevivência aos ataques (79,6%).

G. opposita (Ni=364) foi a mais numerosa e teve alta taxa de predação (53,3%) e 45% de mortalidade das plantas atacadas, sendo este valor correspondente a 24,2% do total das emergidas. *R. elaeocarpum* (Ni=292) chegou a 36,3% de predação, com 32% de mortes dentre os indivíduos atacados, o que representa 11,6% do total de emergidos.

4. DISCUSSÃO

A taxa de emergência total (22,4%) teve efeito das cinco espécies de baixa emergência (entre 0,5% e 2,64%), e quando estas são excluídas das análises, a média sobe para 32,8%, a qual é semelhante a outros estudos (SILVA et al., 2015). Considerando a velocidade da dinâmica, estima-se que o número de indivíduos emergidos tenha sido maior, e que nos intervalos entre avaliações, indivíduos tenham sido predados. A predação de sementes também é provável (VAZ-FERREIRA et al., 2011), já que a fauna local é abundante.

O sucesso na germinação para espécies de savana, aqui representado pelo Cerrado, tem variado significativamente, atingindo valores extremos, inclusive para a mesma espécie, como constatado por Ranal et al. (2010), Silveira et al. (2013) e Lima et al. (2014).

Espécies com sementes grandes frequentemente apresentam melhor emergência e crescimento que as sementes consideradas pequenas, com massa inferior a 0,5 g, sendo mais suscetíveis. As reservas de nutrientes para a plântula são apontadas como o principal fator do sucesso na sobrevivência (UHL et al., 1991; CAMARGO et al., 1998; FERREIRA et al., 2009; SANTOS et al. 2012). *S. saponaria*, *E. contortisiliquum* e *A. colubrina* estiveram entre as espécies com maiores níveis de sobrevivência em outros estudos (FERREIRA et al., 2009; LIMA et al., 2009; SANTOS et al. 2012). Já *P. dubium*, com semente menor, é mais dependente dos recursos abióticos e tem sido relatada intensa herbivoria nesta espécie (VIEIRA et al, 2008), sendo que, no presente estudo, esta sobreviveu apenas na parte baixa do relevo, o que pode estar relacionado à maior disponibilidade de recursos como umidade e profundidade do solo.

As maiores taxas de recrutamento em *G. opposita* (50,5%), *E. uniflora* (46%) e *P. dubium* (44,4%), demonstraram o elevado potencial destas espécies para a semeadura direta. As espécies do gênero *Handroanthus* tiveram a mais baixa das emergências dentre todas, seguidas de *A. paraguayense*, *Z. sprucei* e *V. farnesiana*, as quais devem possuir nichos de emergências diferentes das condições oferecidas, necessitando de mais investigações que indiquem as causas da baixa emergência.

Em termos de recrutamento e sobrevivência, *R. elaeocarpum* e *S. saponaria* foram relevantes nas três áreas, mas tiveram comportamento oposto em relação ao relevo, pois a primeira apresentou maior abundância e sobrevivência na base e a segunda no topo, sendo similares na encosta.

Todas as análises apontam para a relevância do sombreamento nas taxas de emergência e sobrevivência, tanto de S50% (Ni=1001), que teve sobrevivência de 58,5%, quanto S70% (Ni=1002) com 56% de sobreviventes. Já os tratamentos com ausência de sombreamento,

tiveram Ni=413 e sobrevivência de 33,2%. Na avaliação de sobrevivência de mudas de árvores do Cerrado, há registros de avaliação positiva sob sombreamento de 40-60% (SALAZAR et al. 2012) e também de indiferença entre sombreamento de 60% e pleno sol (SILVA et al., 2015).

A variação topográfica expõe as comunidades à diferentes níveis de radiação solar, alterando os microclimas (DIXON, 1995; CHAGAS et al., 2013), e levando a condições ambientais distintas que são determinantes para a ocorrência de táxons especialistas (RICKLEFS, RELEYA, 2014).

A quantidade de luz que atinge o chão da floresta é extremamente variável (KITAJIMA, 1996), e, portanto, determinante para a germinação e estabelecimento das espécies. Nestas condições, espécies generalistas, que possuem maior plasticidade fenotípica, estão mais propícias a permanecerem no sistema, diferentemente das especialistas. Embora a maioria das plantas tenha a capacidade, em maior ou menor grau, de aclimatar-se às mudanças nas condições de luz (DUZ et al., 2004; KITAJIMA 1996), as análises trouxeram que *S. saponaria* apresentou a maior constância entre tratamentos com e sem sombreamento. Este comportamento inicial generalista, pode indicar o potencial de uso desta espécie no interior de florestas degradadas, para fins de enriquecimento, e também em áreas abertas, sem sombreamento. Todavia, são necessários estudos que verifiquem o comportamento em etapas posteriores do desenvolvimento.

Chagas et al. (2013) verificou que a posição do terreno e estação do ano são determinantes da incidência de radiação solar sobre o solo, e Larcher (2006) afirma que a topografia e as condições climáticas são determinantes na disponibilidade de luz para a fotossíntese. Por outro lado, plantas jovens ou espécies que se desenvolvem melhor sob sombreamento são suscetíveis à dessecação e à fotoinibição quando a radiação solar é intensa e por período prolongado, com aumento, inclusive, nas temperaturas (KITAO et al., 2000). A área de estudo encontra-se em região tropical, sendo a área da encosta voltada para a face norte, o que acarreta maior incidência de radiação solar, especialmente durante o verão, e deve ter relação com o melhor desempenho do S70%, o qual proporcionou redução de radiação solar direta sobre os canteiros, conferindo proteção às plantas emergentes. Como o topo e a base possuem configuração do terreno semelhante, em termos de declividade e posição em relação ao sol, justificam-se os resultados semelhantes com o S50%.

A herbivoria mostrou-se como a principal causa da mortalidade. Outros autores consideram que a mortalidade em estágios iniciais da regeneração pode atuar como gargalo demográfico importante na estruturação e composição da comunidade vegetal (MARQUIS, 2004; VAZ - FERREIRA et al., 2011), concordando com nossas observações.

As taxas de mortalidade pós-herbivoria apontaram as espécies com maior fragilidade em relação à predação (Fabaceae), e a porcentagem de indivíduos atacados apontou as preferências dos predadores (Fabaceae, *G. opposita*, *E. uniflora*).

As variações nas taxas de predação das plântulas podem ser indicativo das adaptações das espécies a este tipo de interação (KOST; TREMMEL; WIRTH, 2011). A ausência de defesas levou a injúrias muitas vezes irreversíveis, causando a morte do indivíduo. Por outro lado, as espécies menos predadas apresentam mecanismos físicos ou químicos de defesa que aumentaram o seu sucesso na sobrevivência (ANGELO; DALMOLIN, 2007; MORAES et al., 1998; GULLAN; CRANSTON, 1996; LUCAS, 2000). Além disso, as variáveis luz/sombreamento e sazonalidade também podem interferir nas taxas de herbivoria (COLEY; BARONE, 1996).

Taxas elevadas de herbivoria são comuns em espécies que investem menos em defesas químicas e físicas, como é o caso das espécies decíduas (DOURADO-PEREIRA, 2013). Quatro, das cinco espécies de Fabaceae, são decíduas, apenas *G. hymeaeifolia* é perene e apresentou percentual de sobrevivência similar à *P. dubium* (decídua). Para analisar possíveis padrões na predação destas espécies, mais estudos precisam ser realizados no sentido de analisar o componente deciduidade. A maior incidência de predação e mortalidade, indica que os plantios com estas espécies necessitam de maiores cuidados no tratamento contra herbívoros.

Condicionantes bióticas como esta tendem a ser mais determinantes na sobrevivência de plântulas em ambientes tênues, enquanto as abióticas influenciam mais na mortalidade em ambientes com elevado nível de estresse (FILIP, 1995). As chuvas no período de plantio, a temperatura propícia ao desenvolvimento e o solo fértil, tornaram o local propício para emergência e estabelecimento da comunidade. A predação, no entanto, impediu o sucesso na sobrevivência da maioria das espécies, agindo na seleção daquelas que permaneceriam no sistema em detrimento das demais.

O número de ataques que levaram à morte foi variável entre espécies, com espécies resistindo a um ou dois eventos apenas, com média baixa de sobrevivência (*A. colubrina*, *E. contortisiliquum* e *P. dubium*), sendo que, em outros estudos, *E. contortisiliquum* tem apresentado maior tolerância do que a observada aqui, recuperando-se mesmo após sucessivos ataques (VIEIRA et al, 2008; FERREIRA et al., 2009; SANTOS et al. 2012). Os resultados diferenciados do atual, sugerem que as plântulas recém emergidas são mais suscetíveis ao ataque de predadores.

Assim como no presente estudo, *E. myrcianthes* e outros representantes do gênero *Eugenia* têm apresentado menor frequência de herbivoria (FERREIRA, 2015; DOURADO-

PEREIRA, 2013). *E. uniflora*, *E. florida* e *R. elaeocarpum*, embora tenham apresentado a maior média de ataques, obtiveram altas taxas de sobrevivência, manifestando maior tolerância, com bom potencial de uso na semeadura direta. *G. opposita*, mesmo com elevado grau de predação e morte, obteve altas taxas de recrutamento, compensando as perdas, com parcela considerável da sua população permanecendo no sistema ao final do processo.

As características sucessionais também precisam ser consideradas, pois estão correlacionadas à mortalidade na fase inicial de desenvolvimento (MOLOFSKY; FISHER, 1993), com pioneiras sendo mais atacadas (FALCÃO et al., 2011). As espécies mais predadas foram aqui classificadas como secundárias iniciais, em vista da sua posição na comunidade arbórea quando são adultas. No entanto, estudos tem classificado espécies de crescimento rápido, como *E. contortisiliquum*, como pioneira (LIMA et al., 2009), o que colocaria *A. colubrina* e *P. dubium* na mesma condição.

Considerando que muitos indivíduos desapareceram de uma avaliação para outra, sendo registrados uma única vez, compreende-se que houveram emergências não observadas, e que a causa da morte precoce mais provável seja a predação e, eventualmente, outras injúrias, seguindo o padrão observado para as áreas. A predação de sementes não foi observada, sendo outro fator a ser considerado nas taxas de emergência.

Vários experimentos têm sido conduzidos no sentido de medir a tolerância das plantas à herbivoria, utilizando a medida da massa foliar perdida; porém, o impacto da frequência de ataques tem sido pouco explorado (MUNDIM et al., 2012). Mundim et al. (2012) verificou que as taxas de crescimento relativo e de sobrevivência foram significativamente mais baixas nas plântulas frequentemente cortadas, comparativamente ao grupo controle (ausência de danos).

Os tipos de ataque indicam para predadores da classe dos insetos, com observação direta de formigas (*Atta* spp., *Acromyrmex* spp), gafanhotos e taquarinhas (Proscopiidae).

As formigas cortadeiras, como a quem-quem (*Acromyrmex* sp.) e a saúva (*Atta* sp.), são um grupo especial de herbívoros, pois agem como engenheiras do ecossistema, alterando comunidades durante seus estágios sucessionais, são de ampla distribuição e já foram registradas para a localidade (DEMÉTRIO et al., 2017). Essas formigas têm preferência por folhas jovens, dificultando o desenvolvimento inicial e o estabelecimento das plântulas, interferindo de forma significativa nos plantios de restauração (LITTLEDYKE; CHERRET, 1978; KARBAN; THALER, 1999; MARQUIS et al. 2002). De acordo com Wirth et al. (2003), as cortadeiras podem consumir cerca de 12% da produção florestal ao longo de um ano. Ainda são pouco conhecidos os efeitos da sua ação sobre a regeneração florestal (BARBOSA et al., 2007).

A ocorrência das formigas está relacionada a vários fatores, dentre eles a disponibilidade de alimento e abrigo para os ninhos, intensidade de luz solar, umidade e o relevo, inclusive a declividade (DONCASTER, 1981; FOWLER; ROBINSON, 1977)

Em savanas paleotropicais os consumidores primários, que agem nos estágios iniciais de desenvolvimento das plantas, servem de gargalos demográficos. Faltam estudos que verifiquem isso nas savanas neotropicais, embora já tenha sido demonstrado que a herbivoria está associada à redução do recrutamento de espécies lenhosas (RIBEIRO; FERNANDES, 2000).

Estudos apontam para a influência da braquiária na herbivoria, concluindo que espécies como *P. dubium* e *E. contortisiquum* foram mais predadas em área de pastagem (VIEIRA et al, 2008; PIRES et al. 2012), podendo haver relação com desequilíbrio existente nestes ambientes. A precipitação também tem sido correlacionada com eventos de herbivoria e o padrão das comunidades de insetos, com diferenças em áreas secas e chuvosas (SANTOS-NETO, 2016), mas não foi observada correlação no presente estudo.

A capacidade de desenvolver-se bem em pleno sol ou na sombra, sobre diferentes inclinações do terreno, nas partes altas ou baixas, ou em condições climáticas adversas, traduz uma boa plasticidade fenotípica, que gera maior aptidão média do indivíduo/ espécie às variações ambientais. Essa plasticidade pode ser expressa na morfologia ou fisiologia, ou decorrente de outros atributos, como comportamento, crescimento, desenvolvimento e reprodução, e é muito vantajosa quando a variação no tempo e no espaço ocorre com frequência (RICKLEFS; RELYEA, 2014).

5. CONCLUSÕES

O rápido ciclo dinâmico nesta fase inicial da semeadura direta permitiu observar como as espécies se comportam frente à diferentes condições ambientais, evidenciando as preferências e características como resistência, tolerância e suscetibilidade. No PARNA Serra da Bodoquena, o tempo decorrido e o sombreamento estiveram associados com a emergência, tendo efeitos variados em grupos de espécies com comportamentos distintos.

O tratamento *topsoil* não foi determinante na dinâmica da comunidade nesta fase inicial de desenvolvimento.

Gêneros e famílias analisadas apresentaram comportamento similar dentro do seu táxon.

Eugenia spp., da família Myrtaceae, foi altamente tolerante e/ou resistente ao ataque de insetos predadores e obteve a maior emergência sob sombreamento dentre todas as analisadas e, portanto, não são indicadas para plantios à pleno sol.

As espécies *G. opposita*, *S. saponaria* e *R. elaeocarpum* obtiveram elevados índices de desempenho, sendo as melhores em plasticidade fenotípica, emergindo e se estabelecendo nos variados tratamentos sob as melhores taxas médias. Estas são, portanto, espécies potenciais para uso amplo na semeadura direta, sob condições ambientais variadas.

A mortalidade teve correlação positiva com a predação. A seletividade ambiental e a herbivoria serviram de filtro ecológico na determinação da composição final da comunidade de plântulas. A topografia, embora não tenha afetado de forma incisiva a composição e abundância das comunidades, foi importante para a abundância de algumas espécies.

6. REFERÊNCIAS

AGUIRRE, A. G.; LIMA, J. T.; TEIXEIRA, J.; GANDOLFI, S. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia, SP, Brasil. **Hoehnea**, 42(4), 629-640, 2015.

ANGELO, A. C.; DALMOLIN, A. Interações Herbívoro-Planta e suas Implicações para o Controle Biológico: Que tipos de inimigos naturais procurar? *In*: Pedrosa-Macedo, J. H.; DalMolin, A.; Smith, C. W. (orgs.). **O Araçazeiro: Ecologia e Controle Biológico**. FUPEF, Curitiba, p. 71-91, 2007.

ARAKI, D. F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005 172p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas). ESALQ, USP, Piracicaba, 2005.

ARONSON, J.; DHILLON, S.; LE FLOCH, E. On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: A reply to Pickett e Parker. **Restoration Ecology**, v.3, n.1, p.1-3, 1995.

BARBOSA, V. S.; WIRTH, R.; DA COSTA, U. A. S.; LEAL, I. R. Influência da herbivoria de formigas cortadeiras no sucesso reprodutivo de espécies vegetais de Floresta Atlântica. *In*: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu – MG, 23 a 28 de set. de 2007.

BENINI, R. D. M.; ADEODATO, S. (org). Economia da restauração florestal. São Paulo, **The Nature Conservancy**, 71p, 2017.

BRANCALION, P. H. S., VIANI, R. A. G., RODRIGUES, R. R., GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. *In*: Martins SV, editor. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2. ed. Viçosa: Editora UFV; 2015.

CAMARGO, J. L. C.; FERRAZ, I. D. K.; IMAKAWA, A. M. Estabelecimento de plântulas de espécies florestais por semeadura direta e longevidade do banco de sementes em áreas naturais

e degradadas da Amazônia Central. *In*: HIGUCHI, N. et al. **Pesquisas florestais para a conservação da floresta e reabilitação de áreas degradadas na Amazônia**. Manaus: INPA, p.203-214, 1998.

CHAGAS, C. S.; FERNANDES FILHO, E. I.; BHERING, S. B. Relação entre atributos do terreno, material de origem e solos em uma área no noroeste do estado do Rio de Janeiro. **Sociedade & Natureza**, v. 25, n. 1, p. 147-162, 2013.

CHIANG, J. C. H; KOUTAVAS, A. Climate change: tropical flip-flop connections. **Nature**, v. 432, n. 7018, p. 684-685, 2004.

CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. **Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession**. Washington: Island Press, 2007.

CLOSE, Dugald C.; DAVIDSON, Neil J. Revegetation to combat tree decline in the Midlands and Derwent Valley Lowlands of Tasmania: practices for improved plant establishment. **Ecological Management & Restoration**, v. 4, n. 1, p. 29-36, 2003.

COLE, R. J.; HOLL, K. D.; KEENE, C. L.; ZAHAWI, R. A. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, 261(10), 1590-1597, 2011.

COLEY, P. D. & J. A. BARONE. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annal Rev. Ecol. System**.27: 305-35. 1996.

COLEY, P.D. Rates of herbivory on different tropical trees. *In* LEIGH, E.G. JR., A.S. RAND; D.M. WINDSOR (eds.). **The Ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rhythms and Longterm Changes**. Smithsonian Inst. Washington, D.C., pp. 123-132, 1982.

CRAWLEY, M. J. (ed.). **Plant ecology**. 2 ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 496 p., 1997.

DEMÉTRIO, Manoel Fernando et al. Inventário da fauna de formigas (Hymenoptera, Formicidae) no Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia. Sér. Zool.**, p. 1201-1201, 2017.

DIXON, R. R. Enrollment Management in the Future. **New Directions for Student Services**, v. 71, p. 89-98, 1995.

DONCASTER C P (1981) The spatial distribution of ant' nests on Ramsey Island, South Wales. **J Animal Ecology**, 50: 195-218, 1981.

DOURADO-PEREIRA, A. C. **Herbivoria em espécies decíduas e perenes da Caatinga no Nordeste do Brasil**. Dissertação de mestrado. Itapetinga-BA: UESB, 2013. 60p.

DUZ, S. R.; SIMINSKI, A.; SANTOS, M.; PAULILO, M. T. S. Crescimento inicial de três espécies arbóreas da Floresta Atlântica em resposta à variação na quantidade de luz. **Brazilian Journal of Botany**, 27(3), 587-596, 2004.

ENGEL, V. L., PARROTTA, J. A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**,152:169–181, 2001.

FALCÃO, P. F. et al. Edge-induced narrowing of dietary diversity in leaf-cutting ants. **Bulletin of entomological research**, v. 101, n. 03, p. 305-311, 2011.

- FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. (Ed). **Foundations of restoration ecology**. Washington: Society for Ecological Restoration International, 2006, p. 238-256.
- FELFILI, J. M.; SOUSA-SILVA, J. C.; SCARIOT, A. Biodiversidade, ecologia e conservação do Cerrado: avanços no conhecimento. p. 25-44. 2005. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J. C.; Felfili, J. M. (org.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, DF: MMA, 439p.
- FERREIRA, B. Z. **Herbivoria por *Atta sexdens rubropilosa* Forel, 1908 sobre espécies arbóreas em restauração florestal**. Dissertação (Mestrado). UNESP, Botucatu – SP, 66p., 2015.
- FERREIRA, R. A. et al. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe. **Scientia Forestalis**, v.37, n.81, p.37-46, 2009.
- FILIP, V. Within and among year variation in the levels of herbivory on the foliage of trees from Mexican tropical deciduous forest. **Biotropica**, v. 27, n. 1, p. 78-86, 1995.
- FOWLER H G, ROBINSON S W. Foraging and grass selection by the grass-cutting ant *Acromyrmex landolti* fracticornis (Forel) (Hymenoptera: Formicidae) in habitats of introduced forage grasses in Paraguay. **Bull Entomol Res**, 67: 659-666, 1977.
- HARPER, J.L. **Population Biology of Plants**. Academic Press, New York, 892p., 1977.
- HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON V. M. et al. **Assembly rules and restoration ecology. Bridging the gap between theory and practice**. Island press. Washington, 2004.
- INMET - **Instituto Nacional de Meteorologia**. Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática, Brasília, DF, Brasil. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso em: novembro de 2019.
- KARBAN, R.; THALER, J. S. Plant phase change and resistance to herbivory. **Ecology**, n. 80, p. 510–517, 1999.
- KITAJIMA, K. Ecophysiology of tropical tree seedlings. In: **Tropical forest plant ecophysiology** (S.S. Mulkey, R.L Chazdon, A.P. Smith, eds.). Chapman & Hall, New York, p.559-595, 1996.
- KITAO, M.; LEI, T. T.; KOIKE, T.; TOBITA, H.; MARUYAMA, Y. Susceptibility to photoinhibition of three deciduous broadleaf tree species with different successional traits raised under various light regimes. **Plant, Cell and Environment**, v. 23, p. 81-89, 2000.
- KOST, C.; TREMMEL, M.; WIRTH, R. Do leaf cutting ants cut undetected? Testing the effect of ant-induced plant defences on foraging decisions in *Atta colombica*. **PloSone**, v. 6, n. 7, p. e22340, 2011.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Ed. Rima, 2006. 550p.
- LAVOREL, S.; GARNIER, E. Predicting changes in Community composition and ecosystem function from plant traits: revisiting de Holy Grail. **Functional Ecology**, 16, 545-556, 2002.
- LEAL, I. R.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. Formigas-cortadeiras e a ambiguidade de suas relações com plantas. In: DEL-CLARO, K., TOREZAN-SILINGARDI, H. M. **Ecologia das**

- Interações Plantas-Animais: Uma Abordagem Ecológico-Evolutiva.** Rio de Janeiro: Technical Books, p. 215–240, 2012.
- LIMA, J. A.; SANTANA, D. G.; NAPPO, M. E. Comportamento inicial de espécies na revegetação da mata de galeria na Fazenda Mandaguari, em Indianópolis, MG. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, p. 685-694, 2009.
- LIMA, Y. B. C.; DURIGAN, G.; SOUZA, F. M. Germinação de 15 espécies vegetais do cerrado sob diferentes condições de luz. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 6, 2014.
- LITTLEDYKE, M.; CHERRETT, J. M. Defence mechanisms in young and old leaves against cutting by the leaf-cutting ants, *Atta cephalotes* (L.) and *Acromyrmex octospinosus* (Reich) (Hymenoptera: Formicidae). **Bulletin of Entomological Research**, v. 68, n. 2, p. 263 - 271, 1978.
- LUCAS, P. W. et al. Mechanical Defences to Herbivory. *Annals of Botany*, v. 86, p. 913-920, 2000.
- MARQUIS, R. J., MORAIS, H. C.; DINIZ, I. R. Interactions among cerrado plants and their herbivores: unique or typical? *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (eds P.S. Oliveira & R.J. Marquis), pp. 306–328. Columbia University Press, New York, NY, USA, 2002.
- MARQUIS, R.J. Herbivores rules. **Science** (New York, NY), **305**, 619–621, 2004.
- MENNINGER, H. L.; PALMER, M. A. Restoring ecological communities: from theory to practice. In: FALK, D. A. **Foundations of restoration ecology**. Island Press, p. 88-112, 2006.
- MOLOFSKY, J.; FISHER, B. L. Habitat and predation effects on seedling survival and growth in shade-tolerant tropical trees. **Ecology**, v. 74, p. 261-265, 1983.
- MORAES, C. M. et al. Herbivore-infested plants selectively attract parasitoids. **Nature**, v. 393, n. 6685, p. 570-573, 1998.
- MUNDIM, F. M.; BRUNA, E. M.; VIEIRA-NETO, E. H.; VASCONCELOS, H. L. Attack frequency and the tolerance to herbivory of Neotropical savanna trees. **Oecologia**, 168(2), 405-414, 2012.
- PIRES, A. C. V.; PEREIRA, S. R.; FERNANDES, G. W.; OKI, Y. Efeito de *Brachiaria decumbens* na herbivoria e no desenvolvimento de duas leguminosas nativas de cerrado. **Planta daninha**, 30(4), 737-746, 2012.
- PRICE, P. W.; BOUTON, C. E.; GROSS, P.; MCPHERON, B. A.; THOMPSON, J. N.; WEIS, A. E. Interactions Among Three Trophic Levels: Influence of Plants on Interactions Between Insect Herbivores and Natural Enemies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 11(1), 41–65, 1980.
- RAUSHER, M. D.; FEENY, P. Herbivoria, densidade de plantas e sucesso reprodutivo da planta: o efeito de *Battus philenor* em *Aristolochia reticulata*, **Ecologia**, p. 905-917, 1980.
- RIBEIRO, S.P.; FERNANDES, G.W. Interações entre insetos e plantas no cerrado: teoria e hipóteses de trabalho. Pp. 299-320. In: Martins, R. P., Lewinsohn, T. M. & Barbeitos, M. S.

(eds). Ecologia e comportamento de insetos. **Série Oecologia brasiliensis**, vol. VIII. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil, 2000.

RICKLEFS, R.; RELYEA, R. **Adaptations to variable environments** (chapter 4). *In*: The economy of nature, 7^a ed. Chart W.H. Freeman and Company, New York, US, p. 130-162, 2014.

RICKLEFS, R.; RELYEA, R. **Predation and herbivory** (chapter 14). *In*: The economy of nature, 7^a ed. Chart W.H. Freeman and Company, New York, US, 130-162 pp., 2014.

RODRIGUES, R. R.; ISERNHAGEM, I.; BRANCALION, P. H. S. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009, 256p.

RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. 286p.

ROSS, S.M.; LUIZÃO, F.J.; LUIZÃO, R.C.C. Soil condition and soil biology in different habitats across a forest-savanna boundary on Maracá Island, Roraima, Brazil. *In*: J.P. Furley & J.A. Ratter (eds.). **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. London, Chapman & Hall, p. 145-170, 1992.

SANTOS NETO, P. E. **Efeito de perturbações antrópicas e níveis de precipitação nas interações entre plantas e insetos herbívoros na caatinga**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, 2016, 92p.

SILVA, R. R.; OLIVEIRA, D. R.; DA ROCHA, G. P.; VIEIRA, D. L. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, 23(4), 393-401, 2015.

UHL, C. et al. Restauração da floresta em pastagens degradadas. **Ciência Hoje**, v.13, n.76, p.23-31, 1991.

VAZ-FERREIRA, A., BRUNA, E.M.; VASCONCELOS, H. L. Seed predators limit plant recruitment in Neotropical savannas. **Oikos**, 120, 1013–1022, 2011.

VIEIRA, A. V.; OLIVEIRA, A. M. R.; LAURA, V. A. Efeito da herbivoria na sobrevivência de plântulas de leguminosas arbóreas em área de cerrado. **Anais**. *In*: IX Simpósio Nacional do Cerrado e II Simpósio Internacional de Savanas Tropicais, 12 a 17 de outubro de 2008.

VIEIRA-NETO, E. H. M., VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M. Roads increase population growth rates of the native leaf-cutter ant *Atta laevigata* in Neotropical savannahs. **Journal of Applied Ecology**, 53, 983–992, 2016.

WAGNER, M.; PYWELL, R. F.; KNOPP, T.; BULLOCK, J. M.; HEARD, M. S. The germination niches of grassland species targeted for restoration: effects of seed pre-treatments. **Seed Science Research**, 21(2), 117-131, 2011.

WALLIN L., SVENSSON, B. M., LONN, M. Artificial dispersal as a restoration tool in meadows: sowing or planting? **Restoration Ecology**, 17:270–279, 2009.

WEIS, Arthur E. Plant genotype: a variable factor in insect-plant interactions. **Effects of Resource Distribution on Animal-Plant Interactions**, p. 75-111, 1992.

WENNY, D.G. Seed dispersal, seed predation, and seedling recruitment of a Neotropical montane tree. **Ecological Monographs**, 70p., 331–351, 2000.

WIRTH, R. et al. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, n. 04, p. 501, 2 jul., 2007.

CONCLUSÕES GERAIS

Como forma de conclusão geral, seguem as respostas para as perguntas iniciais da pesquisa.

Questões relativas à fitossociologia:

1. Qual é a composição e quais são as características estruturais da FED sobre gradiente de afloramento rochoso calcário do Parque Nacional da Serra da Bodoquena?

Foram levantados 2.385 indivíduos arbustivo-arbóreos de 70 espécies, 49 gêneros e 29 famílias. As dez espécies com maior Valor de Importância somaram 58,5% do índice, caracterizando dominância de poucas espécies, sendo *Ceiba pubiflora* a mais importante, com 25,8% do total. A família Malvaceae foi a mais abundante, enquanto Fabaceae apresentou a maior riqueza. Cinco das espécies inventariadas não possuíam registro para a região, demonstrando o pouco conhecimento sobre a composição de espécies destas comunidades florestais. A área basal total foi de 25,44 m²/ha e 83% dos indivíduos ficaram concentrados na classe de diâmetro até 13,1 cm, com média de altura de 5,25 m, apresentando muitos indivíduos jovens e arbustos.

2. A posição topográfica, considerando a elevação do terreno e a declividade, interferem na composição e estrutura dessa comunidade?

Houveram espécies preferências em cada uma das faixas topográficas, demonstrando interferência das diferentes posições topográficas e suas respectivas características de declividade. O comportamento da curva de diâmetros foi similar nas três áreas. A densidade foi menor no topo e maior na base, e esta última também teve a maior área basal. Os indivíduos mais altos e a maior média de alturas estiveram no topo. Os valores de riqueza de espécies e as diversidades foram similares entre as áreas amostradas.

Questões relativas às técnicas de restauração:

3. O sombreamento artificial é uma boa opção para o controle da braquiária nos plantios de restauração em pequena escala?

De acordo com as observações de campo, os canteiros cobertos com sombrite, nas duas graduações utilizadas, precisaram de limpeza com menor frequência quando comparados com as áreas não sombreadas. Houve menor ocupação da gramínea principalmente nos canteiros com topsoil e sombrite.

4. O sombreamento interfere na emergência e estabelecimento das espécies vegetais nativas?

Nos tratamentos com sombreamento o resultado da emergência foi muito superior quando comparado com tratamentos à pleno sol, apresentando 86,4% do total de indivíduos emergidos. O sombreamento na graduação de 50% foi o mais eficiente. O estabelecimento das plantas foi influenciado, também, pela herbivoria, que ocorreu independente do sombreamento e foi o principal fator associado às altas taxas de mortalidade. Porém, observou-se que as taxas de sobrevivência ficaram entre 56% e 58,5% na presença de sombreamento, nas graduações de 70% e 50%, respectivamente, contra 33,2% na ausência de sombreamento. Portanto, houve influencia positiva do sombreamento sobre o estabelecimento dos indivíduos na fase de desenvolvimento avaliada.

5. A topografia interfere na emergência e estabelecimento das espécies vegetais nativas?

O fator posição topográfica foi o principal responsável pela geração de heterogeneidade florística na área experimental. Dentre as espécies emergidas do banco de sementes do solo, algumas foram preferenciais e outras exclusivas de cada área. A área da base foi a mais dissimilar, compartilhando apenas 20% de suas características florísticas com as demais. O número de recrutamentos foi maior na encosta. Vale destacar a elevada ocorrência de indivíduos de espécies pioneiras (74,3%) e anemocóricas (57,8%) no topo, e zoocóricas (68,7%) na base.

6. A semeadura direta de sementes nativas é um método de restauração viável para área de gradiente topográfico, afloramento rochoso e dominada por braquiária?

Considerando o período avaliado neste estudo, a semeadura direta mostrou-se como alternativa viável sob as condições encontradas na área de plantio, desde que adotadas medidas de controle da braquiária até que as plantas estejam em porte suficiente para sombrear a gramínea e, assim, conter seu avanço sobre as espécies nativas. Embora não tenha sido adotado método de controle da herbivoria, esta ação precisa ser considerada caso se pretenda obter maiores taxas de sucesso no estabelecimento das plantas. Quando associada ao sombreamento, o atual caso apontou para um aumento nas taxas de recrutamento e estabelecimento de indivíduos semeados.

7. A transposição do banco de sementes do solo (*topsoil*) é um método de restauração viável para área sobre gradiente topográfico, afloramento rochoso e dominada por braquiária?

A técnica de transposição de *topsoil* se mostrou promissora para a restauração de pastagem de braquiária sobre solo rochoso, principalmente quando associada ao sombreamento de 50%. A adição de *topsoil* permitiu incremento de 68,3% de espécies, comparativamente ao banco do solo presente na pastagem, e foi responsável por 89% da abundância de plantas. Os baixos valores de similaridade entre as três áreas topográficas experimentadas evidenciaram a topografia como determinante da heterogeneidade florística, constituindo-se no mais importante dos fatores em todas as análises realizadas.

8. A combinação das técnicas de restauração e diferentes graus de sombreamento interferem na emergência e estabelecimento de plântulas?

No desenvolvimento inicial das plantas da semeadura direta, a adição de *topsoil* não apresentou incremento significativo no recrutamento e estabelecimento. Todavia, a somatória de abundâncias e o incremento na riqueza de espécies, tornaram a combinação das técnicas melhor opção do que as técnicas isoladas. Ressalta-se que resultados em longo prazo ainda precisam ser avaliados. As duas graduações de sombreamento testadas foram importantes para o aumento nas taxas de emergência e estabelecimento em ambas as técnicas, com melhor resultado geral em sombrite de 50%, e, na área de encosta, o melhor resultado com sombrite de 70%.

9. Como deve ser o método de restauração e o manejo de plantios para atingir um baixo custo financeiro, alto índice de sucesso e relativa facilidade de aplicação em condições ambientais desfavoráveis à mecanização?

Dentre as formas de reduzir custos com a restauração e aumentar seu índice de sucesso da maneira viável em condições desfavoráveis, salientamos algumas:

- 1) coleta de sementes na região ao longo do ano, evitando o custo de compra;
- 2) plantios em etapas para reduzir a área de manejo, reduzindo assim o custo com pessoal;
- 3) iniciar os plantios a partir das bordas da floresta quando possível, para aproveitar os serviços ecossistêmicos como o sombreamento, microclima e interações ecológicas de suporte ao desenvolvimento dos indivíduos e à dispersão de propágulos para enriquecimento da comunidade, estimulando a regeneração natural;
- 4) o controle da braquiária de forma manual pode ter um custo elevado, por isso, o plantio adensado e em núcleos, com espécies que produzam bom sombreamento, ou o plantio na borda florestal que provê o sombreamento necessário à inibição da gramínea, são opções de baixo custo para reduzir o período de manejo na remoção da braquiária.

ANEXOS

I - PERCEPÇÕES E INFORMAÇÕES PARA A GESTÃO DO PARNA SERRA DA BODOQUENA

Chegamos ao final deste trabalho com novas informações sobre as florestas decíduas da Serra da Bodoquena e sobre os meios para recuperar áreas importantes para a o conjunto florestal do Parque Nacional da Serra da Bodoquena e região. O fato de haver proteção legal para esta área, que é tão singular para o Brasil e para o mundo, nos dá maior tranquilidade sobre o seu futuro, e, ao mesmo tempo, sabemos que ameaças vêm acontecendo no sentido de derrubar a lei de criação do PARNA, trazendo algumas incertezas. Queremos acreditar que o bom censo vencerá, e que não teremos este bem natural tão precioso sendo convertido em áreas de pastagem ou agricultura, em um processo que pode ser irreversível para os ecossistemas, com perda permanente destes recursos.

Quanto aos nossos resultados, intencionamos, desde o princípio, que fossem úteis para a gestão destas áreas. Agora sabemos que o gradiente topográfico é relevante para a composição e a estrutura florestal na fisionomia avaliada e, portanto, é relevante que seja considerada esta informação no momento da concessão de autorizações de desmatamento ou na elaboração e implementação de projetos de restauração. A proteção de topos de morros e encostas, não implica na proteção integral da biodiversidade, já que as áreas baixas possuem outros arranjos de espécies e de interações ecológicas, conforme constatado.

O custo de restaurar grandes áreas é elevado, seja pelo lado financeiro, de recursos diversos ou pela mão de obra necessária. Para serem efetivas as práticas, os investimentos precisam ser de longo prazo - cinco anos ou mais. Então, reduzir custos é uma prioridade, já que o cenário econômico não tem sido favorável em nosso país, ainda mais para as práticas de gestão e conservação ambiental.

Coletar sementes na própria região, como propusemos, é uma forma de baratear custos. Ressalta-se que é algo que vem sendo realizado pelas ONGs do município de Bonito. Algumas diretrizes precisam ser respeitadas para alcançar os melhores resultados no processo de restauração, como a importante seleção de várias matrizes por espécie para manter a diversidade genética, ou, ainda, observar qual o hábitat preferencial das espécies e replicá-lo nos plantios, otimizando seu desempenho e diminuindo perdas pela mortalidade.

Embora não tenhamos testado isso aqui, o plantio pode ser planejado para mais de uma época ao ano, para melhor aproveitamento de sementes, já que estas mantêm maior viabilidade

de germinação em prazos menores, especialmente as recalcitrantes, que exigem plantio imediato. Essa medida também permite a coleta de uma variedade maior de espécies, pois as épocas de produção de sementes são variadas. O período de chuvas é importante para reduzir o custo de irrigação, ao menos no início do desenvolvimento das plântulas, quando há maior fragilidade e a falta de água pode levar a elevadas taxas de mortalidade.

A transposição do banco de solo superficial é uma boa opção para conter o avanço indesejada da braquiária, e o sombreamento é uma das formas de minimizar seus efeitos competitivos frente às espécies nativas. Estas são duas formas de controlar a braquiária pela obstrução ou redução da luz, pois o pleno sol é condição essencial para o seu desenvolvimento e ocupação territorial.

O que também precisa ser avaliado são as formas de obtenção do solo ou como prover o sombreamento pretendido. O sombreamento pode ser arranjado por meio de telas de sombreamento, que promovem uma sombra homogênea, ou por plantio de espécies de adubos verdes que já tenham sido testados, ou mesmo espécies nativas de crescimento rápido e com bom potencial de produção de copa (estas últimas opções com informações na literatura especializada). As telas de sombreamento podem ter um custo alto se forem aplicadas em grande escala, mas é possível utilizar a mesma tela em diversos núcleos de reflorestamento, fazendo o trabalho em etapas ao longo dos anos. O tempo de manutenção deste sombreamento é determinado pelo desenvolvimento das mudas. Se o plantio levar à alta densidade de indivíduos, o sombreamento das próprias mudas e a competição por recursos podem conter o avanço da braquiária, como testado em outros estudos, podendo ser removida a tela.

Sugerimos que áreas de supressão vegetal licenciadas pelos órgãos ambientais sejam avaliadas quanto à possibilidade de doação de solo superficial para restaurar pastagens. Se a supressão ocorrer em área natural com características similares à floresta que se pretende restaurar, e que não contenham propágulos de espécies invasoras, deve-se procurar os meios legais para fazer a transposição. Após a disposição na camada necessária para recobrimento do pasto, o solo pode ser enriquecido com sementes, se for avaliado como necessário. A altura aqui testada foi de 15 cm com remoção prévia das gramíneas. O maior custo financeiro, neste caso, pode ser para o transporte e disposição das camadas de solo sobre a área de restauração.

Aproveitar as condições que a própria floresta oferece nas suas bordas, pode ser uma boa estratégia para iniciar o processo de restauração. Quanto mais próximo da fonte de sombra e sementes, maior suporte à regeneração natural e ao desenvolvimento das mudas. Se não é possível trabalhar todas as áreas que precisam de intervenção ao mesmo tempo, então que seja em etapas, aproveitando da melhor forma os recursos disponíveis.

II – IMAGENS DE ESPÉCIES IMPORTANTES NA FITOSSOCIOLOGIA



Folhas e frutos de *Allophylus edulis*.



(a) Interação inseto-planta (flor de *Ceiba pubiflora* e bicho-graveto); (b) tronco de *Ceiba pubiflora* (atrás) e *Cereus bicolor* (à frente).



Ramo com inflorescência de *Balfourodendron riedelianum*.



Ramo com frutos verdes de *Balfourodendron riedelianum*.



Inflorescência, folhas e fruto de *Senegalia polyphylla*.



Folhas e frutos de *Piptadenia gonoacantha*.



Fabaceae:

- (a) *Parapiptadenia rigida*;
- (b) *Piptadenia gonoacantha*;
- (c) *Vachelia farnesiana*;
- (d) *Anadenanthera colubrina*;
- (e) *Senegalia polyphylla*.





Ramos com flores de *Maclura tinctoria*.



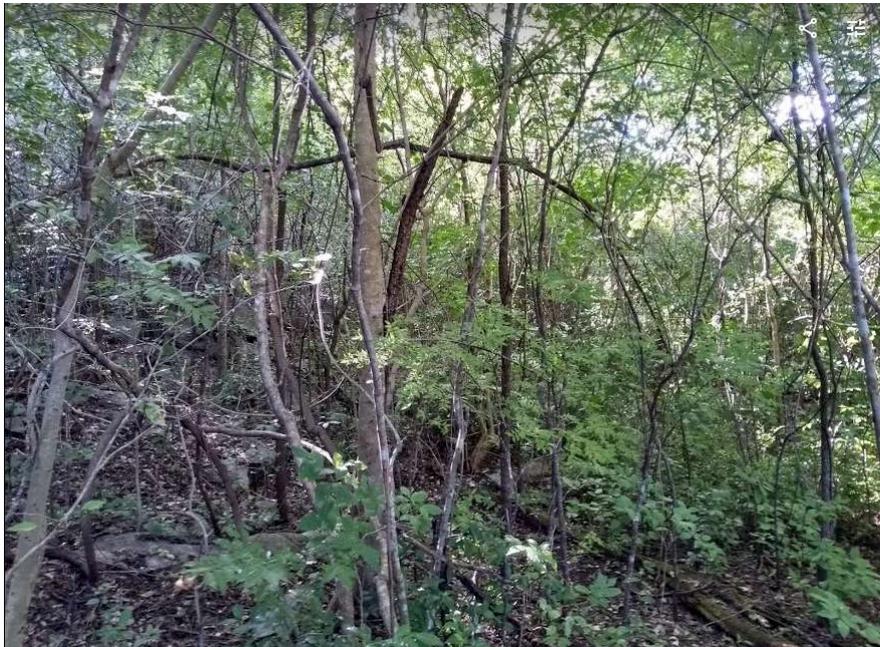
Inflorescência e folhas de *Lessingianthus scabrifolius*.



Ramo com folhas, flor e fruto de *Helicteris lhotzkyana*.



Cereus bicolor.



Aspecto
geral da
vegetação
inventariada.

III – IMAGENS DAS ESPÉCIES PLANTADAS



Frutos e sementes de *Anadenanthera colubrina*.



Sementes de *Anadenanthera colubrina* (esquerda) e *Guibourtia hymenaefolia* (direita).



(a)



(b)

(a) Fruto aberto e sementes com arilo de *Guibourtia hymenaefolia*; (b) frutos e sementes de *Sapindus saponaria*.



Frutos de *Sapindus saponaria*.



(a) Ramo, (b) fruto e (c) sementes de *Eugenia myrcianthes*.



Frutos verdes e maduro de *Eugenia uniflora*.



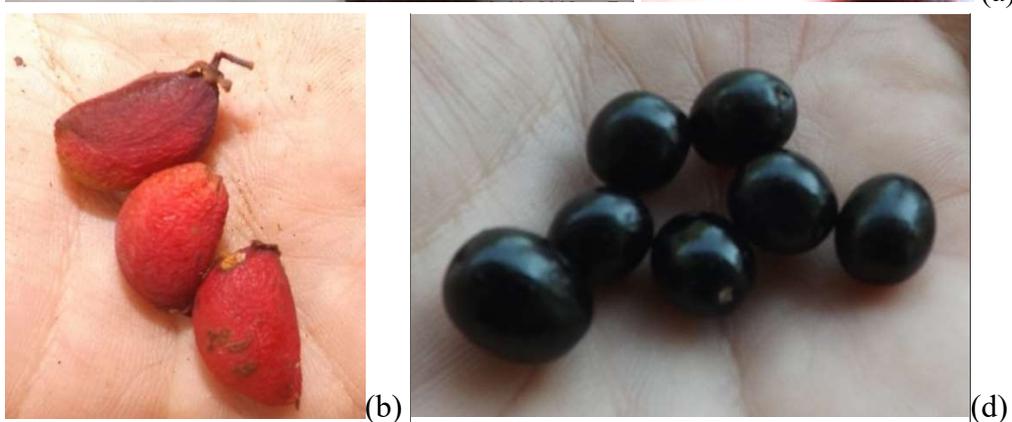
Frutos e ramo de *Eugenia florida*.



Ramos, frutos e sementes de *Vachelia farnesiana*.



Folhas e frutos verdes e maduros de *Guapira opposita*.



(a) Frutos e sementes de *Enterolobium contortisiliquum* e (b) frutos de *Averrhoidium paraguayense* e (d) *Rhamnidium elaeocarpum*.



Frutos abertos e sementes de *Handroanthus impetiginosus*.



(a)

Zanthoxylum sprucei.
(a) Ramos com folhas e frutos e (b) detalhes dos frutos abertos com sementes expostas.



(b)

IV - IMAGENS DA ÁREA EXPERIMENTAL



Área experimental:
encosta do morro.



(a)

Vista da área de estudo antes da implantação do experimento de restauração (out./2017), após fogo controlado. (a) Morro: terreno em gradiente topográfico; (b) base do morro; (c) encosta do morro; (d) topo do morro.



(b)



(c)



(d)



Acima, solo rochoso, raso e rico em matéria orgânica.



(a)



(b)

Sobre topo do morro da área de estudo, vista panorâmica do vale em (a) out./2017 após incêndio controlado e em (b) jul./2018 no período de estiagem.



(a)



(b)

Semeadura direta com plantio em linhas do mix de 15 espécies (a) com *topsoil* e (b) sem *topsoil*.



Uso de molde de madeira para deposição de *topsoil*. Área experimental da base do morro, antes da colocação dos sombrites nos respectivos tratamentos.



Área da encosta: instalação dos canteiros.



Tratamento *topsoil* com sombrite.



Canteiros experimentais instalados na base do morro.



Canteiros experimentais instalados no topo do morro.



Avaliação dos plantios.



Plantas emergidas do *topsoil* com sombreamento, marcadas com plaquetas numeradas.



Semeadura direta sem *topsoil* e com sombreamento.



Emergência na semeadura direta com *topsoil* e sombreamento: 1 e 2 *Peltophorum dubium* e 3 *Enterolobium contortisiliquum* (parcialmente predadas).



Emergência na semeadura direta sem *topsoil*, com sombreamento: família Fabaceae: n°7 *Anadenanthera colubrina* e, os demais, *Enterolobium contortisiliquum*.



Herbivoria: bicho graveto
predando planta nativa
emergida do *topsoil*.



Emergência em *topsoil* com
sombreamento: *Guapira opposita*.



Plantas da sementeira
direta em dezembro de
2018.