



Avaliação do sucesso da restauração florestal de matas ciliares na transição Amazônia-Cerrado em Mato Grosso

Rafaella Moura de OLIVEIRA^{1*}, Gabriel Melzer AQUINO²,
Guilherme Henrique Pompiano do CARMO³, Juliano de Paulo dos SANTOS¹

¹Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso, Sinop, MT, Brasil.

²Amarillo Mineração do Brasil Ltda, Mara Rosa, GO, Brasil.

³Instituto Socioambiental, Brasília, DF, Brasil.

E-mail: rafaellam670@gmail.com

ORCID: (0000-0003-0811-8209; 0000-0003-3477-2415; 0000-0002-5159-0958; 0000-0001-8347-0240)

Submetido em 14/04/2022; Aceito em 15/08/2022; Publicado em 26/08/2022.

RESUMO: Este estudo avaliou o sucesso da restauração florestal de três áreas de mata ciliar, na transição entre os biomas Amazônia e Cerrado em Mato Grosso. Onze parcelas de 12 x 30 m foram instaladas nas áreas 1 (A1) e 3 (A3) e doze parcelas na área 2 (A2). Foram avaliados o plantio e a regeneração natural através de análise fitossociológica, índices de diversidade e similaridade e cobertura das áreas por gramíneas. Um total de 1107 indivíduos plantados, 30 espécies e 18 famílias foram avaliadas, com destaque para Fabaceae, Bignoniaceae e Anacardiaceae. A densidade variou entre 752 e 981 ind./ha e a área basal entre 7,58 e 12,64 m²/ha. *Senegalia tenuifolia* (L.) Britton & Rose, *Hymenaea courbaril* L. e *Inga vera* Willd. destacaram-se como espécies mais representativas no plantio segundo o IVI, com ênfase para *S. tenuifolia* na A2, com uma superpopulação regenerante (8.425,93 ind./ha). A cobertura de copa média foi de 27,8% e a incidência de gramíneas foi expressiva em duas das três áreas. Após sete anos, as áreas não podem ser consideradas totalmente restauradas e práticas de manejo adaptativo facilitarão o direcionamento à trajetória ecológica desejável, entretanto, são necessárias novas avaliações da dinâmica e trajetória sucessional desses ecossistemas.

Palavras-chave: monitoramento; florestas tropicais; recuperação de áreas degradadas.

Evaluation of the success of forest restoration of riparian forests in the Amazon-Cerrado transition in Mato Grosso

ABSTRACT: This study evaluated the success of forest restoration in three areas of riparian forest, in the transition between the Amazon and Cerrado biomes in Mato Grosso. Eleven 12 x 30 m plots were installed in areas 1 (A1) and 3 (A3) and twelve plots in area 2 (A2). The evaluation was made and the natural sociological coverage through the evaluation, diversity and similarity indices and coverage of grassy areas. A total of 1107 planted individuals, 30 species and 18 families were evaluated, with emphasis on Fabaceae, Bignoniaceae and Anacardiaceae. The density varied between 752 and 981 ind./ha and the basal area between 7.58 and 12.64 m²/ha. *Senegalia tenuifolia* (L.) Britton & Rose, *Hymenaea courbaril* L. and *Inga vera* Willd. they stood out as the most representative species in planting according to the IVI, with emphasis on *S. tenuifolia* in A2, with a regenerating overpopulation (8,425.93 ind./ha). The average canopy cover was 27.8% and the incidence of grasses was significant in two of the three areas. After seven years, the areas cannot be considered fully restored and adaptive management practices would facilitate the direction to the desirable ecological trajectory, however, new assessments of the dynamics and successional trajectory of these ecosystems are needed.

Keywords: monitoring; tropical forests; recovery of degraded areas.

1. INTRODUÇÃO

A Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), nº 12.651, aprovada em maio de 2012, foi o instrumento legal que proporcionou a entrada definitiva da restauração florestal na pauta dos projetos de regularização ambiental de propriedades rurais que exercem atividades produtivas no Brasil. As normas gerais quanto à proteção e recuperação da vegetação nativa foram estabelecidas e readequadas, com destaque para a orientação e obrigação de que produtores rurais protejam e restaurem partes da vegetação nativa existente em suas propriedades, como as Áreas de Preservação Permanente e as de Reserva Legal (GUERIN; ISERNHAGEN, 2013).

Mundialmente, a restauração florestal também ganhou importância, principalmente enquanto alternativa para

mitigar as mudanças climáticas. Em 2019 a Assembleia Geral da Organização das Nações Unidas (ONU) declarou o período de 2021-2030 como a “Década da Restauração de Ecossistemas”. A declaração corrobora com as ambiciosas metas estabelecidas em acordos internacionais para o enfrentamento às mudanças climáticas como o Acordo de Paris, o Bonn Challenge e a Iniciativa 20x20. Esses compromissos somam metas de restauração de até 350 milhões de hectares como meio de reduzir o aumento da temperatura global e suas consequências através do sequestro de dióxido de carbono (GUERRA et al., 2020).

Além disso, o esforço conjunto tem como escopo atingir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), assumidos pelo Brasil através de alguns indicadores de ação contra a mudança global do clima e o consumo e a produção

sustentáveis (ODS, 2021). Esses objetivos coadunam com a finalidade da restauração florestal, estratégia fundamental para fornecer serviços ecossistêmicos como água e qualidade do ar, melhorar a qualidade de vida da população com saúde e segurança alimentar e consequentemente enfrentar as mudanças climáticas (CECCON, 2019).

Nesse sentido, a aplicação da restauração florestal exige necessidades quanto ao aprimoramento técnico visando a qualidade dos resultados dos projetos, a fim de mitigar insucessos ao longo de todo o processo (DURIGAN; ENGEL, 2012). O monitoramento é uma ferramenta primordial para a obtenção de informações a respeito dos fatores que influenciam na trajetória da restauração (BRANCALION et al., 2012). Muitas vezes negligenciado, devido ao aumento dos custos na implantação de um projeto, o monitoramento é frequentemente encarado como uma meta a ser cumprida para uma futura licença ambiental junto aos órgãos públicos competentes e/ou para fins de certificação no intuito de aumentar a competitividade no mercado.

Todavia, há um consenso entre especialistas de que o monitoramento é imprescindível para adoção correta de práticas de restauração. Esse permite identificar a necessidade de mudanças na trajetória do processo quanto aos métodos que foram utilizados, como a aplicação do manejo adaptativo para superar condições específicas do ambiente que estejam dificultando ou impedindo o sucesso do projeto (DURIGAN; RAMOS, 2013).

Portanto, o presente trabalho teve como objetivo monitorar através de indicadores três áreas de mata ciliar em processo de restauração, localizadas no município de Sorriso, Mato Grosso. Além disso, buscou-se definir a necessidade de estratégias de manejo adaptativo, a fim de atingir o escopo do projeto, visando aproximar as características das áreas a de uma vegetação nativa, e principalmente restabelecer um ecossistema funcional e autônomo.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área

O estudo foi desenvolvido no ano de 2014, sete anos após a implantação do projeto, na Fazenda Santa Anastácia, no município de Sorriso, Mato Grosso (12°30'36.42" S e 55°41'29.21" W). A região está situada em uma área de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado (IBGE, 2019), com formações transacionais do tipo floresta estacional sempre-verde, florestas de terras baixas e Cerradão (IBGE, 2012). O clima da região é tipo Aw - tropical quente e úmido, pela classificação climática Köppen, com precipitação média anual em torno de 1974,47 mm e temperatura média anual de 24,70 °C (SOUZA et al., 2013).

A área total da propriedade é de 7.150 hectares, com 5.362 hectares de área total explorada e 1.768 hectares de Reserva Legal (RL) e Área de Preservação Permanente (APP). O Plano de Recuperação de Área Degradada (PRAD) da fazenda possui um total de 36 hectares, no entanto, as áreas objeto de estudo possuem as seguintes dimensões: Área 1 (A1) – 5,0 ha; Área 2 (A2) - 11,38 ha; Área 3 (A3) – 10,28 ha (Figura 1).

A A1 é próxima à uma lagoa da propriedade, adjunta à BR-163 e vizinha a uma área de pastagem da fazenda, com criação de bovinos e ovinos. A A2, também próxima à BR-163, é uma faixa estreita de restauração que circunda um fragmento de vegetação nativa, e é margeada por cultivo

agrícola. A A3 é a extremidade de um fragmento de vegetação nativa, possui uma nascente, e faz fronteira com cultivo agrícola, porém é distante da BR-163. A A1 era destinada a pastagem e a A2 e A3 foram utilizadas para atividade agrícola até 2006, quando entraram no processo de regularização ambiental.



Figura 1. Localização das áreas de estudo.

Figure 1. Location of study areas.

2.2. Histórico das atividades realizadas nas áreas

As informações do relatório do PRAD protocolado junto a Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA), indicaram que o projeto foi iniciado em dezembro de 2006, abrangendo as Áreas de Preservação Permanente (APP) e as de Reserva Legal (RL). Segundo o relatório, o preparo das áreas foi feito com limpeza e adubação com 150 g de NPK (10- 20-5) e calagem em doses de 150 g por cova. A manutenção pós-plantio foi realizada, que consistiu no coroamento, combate de plantas competidoras e o controle de formigas cortadeiras.

Atividades nas áreas de plantio como entrada de máquinas, pisoteio de animais e pessoas e cultivo de monocultura agrícola (soja e milho), foram eliminadas, além disso, foram realizadas roçadas e construção de aceiros. Cerca de 24.200 mudas nativas da região em espaçamento 3 x 3 m foram utilizadas, dando preferência a proporção de 45% de espécies pioneiras, 35% de espécies secundárias e 20% de espécies clímax.

2.3. Definição das unidades amostrais

As unidades amostrais foram determinadas de acordo com o recomendado por Rodrigues et al. (2009), e adaptadas para o estudo, de forma que cada parcela permanente amostrasse 40 indivíduos, com sub-parcelas sistemáticas dentro de cada uma para a avaliação da regeneração natural. A localização das áreas com dados georreferenciados foi feita para a instalação das parcelas, em seguida, dividiu-se cada área de estudo em linhas de grade, e foram selecionadas apenas unidades que estivessem dentro da área restaurada. Essas unidades foram codificadas e realizou-se o sorteio aleatório com auxílio de planilha de cálculo.

A intensidade amostral variou em função do tamanho das áreas reflorestadas. Seguindo a metodologia estabelecida por Reis et al. (2014), áreas com 5,0 hectares ou mais devem ter 8% da sua área amostrada e áreas com 10 hectares ou mais, 4% da área amostrada. Dessa forma, foi estabelecido onze parcelas para A1 e A2 com 5,0 e 9,46 hectares, respectivamente, e doze parcelas na A3, com 10,28 hectares. A Figura 2 ilustra as áreas de estudo, a quantidade e a localização das unidades amostrais.

Em campo, as unidades amostrais foram aleatoriamente sorteadas e alocadas com dimensão de 12 x 30 m. Cada parcela abrangeu quatro linhas do plantio com espaçamento 3 x 3 m. As sub-parcelas foram estabelecidas entre linhas com

dimensões de 3 x 3 m, totalizando 6 sub-parcelas por unidade amostral, alocadas esquematicamente de maneira que representassem a parcela por toda sua extensão (Figura 3).

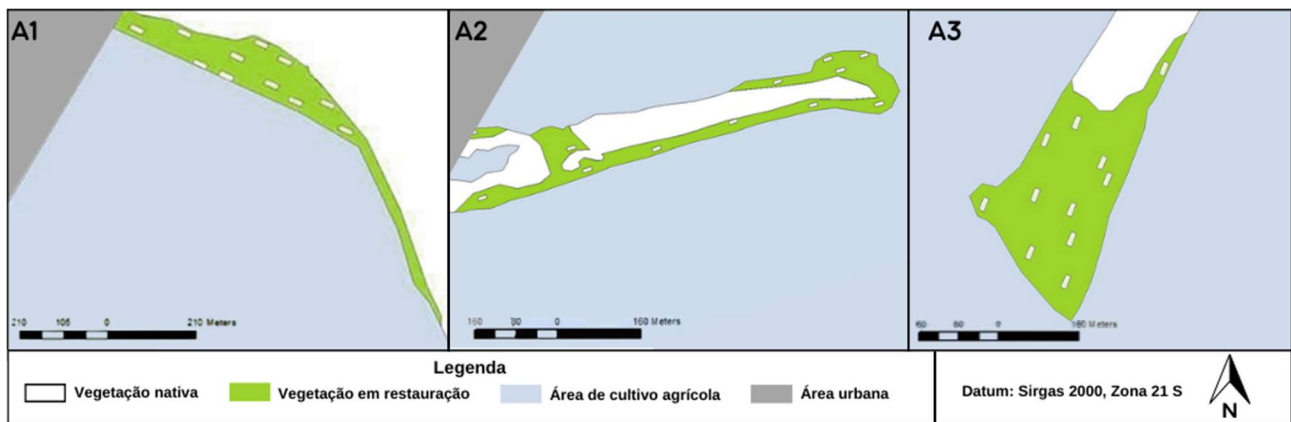


Figura 2. Representação da Área 1 (A1), Área 2 (A2) e Área 3 (A3) e suas unidades amostrais.
Figure 2. Representation of Area 1 (A1), Area 2 (A2) and Area 3 (A3) and their sampling units.

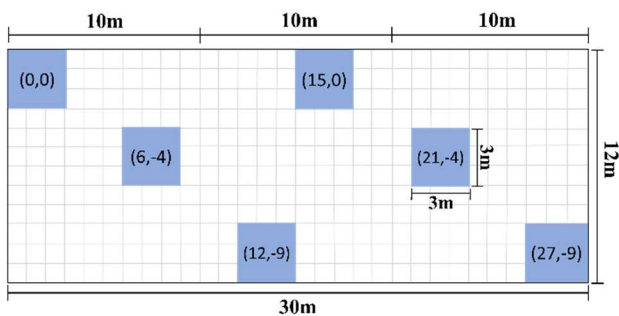


Figura 3. Ilustração das sub-parcelas amostrais com as coordenadas cartesianas (x,y) do vértice superior esquerdo.
Figure 3. Illustration of the sample subplots with the cartesian coordinates (x,y) of the upper left vertex.

2.4. Indicadores de avaliação e monitoramento.

O monitoramento foi realizado quando os plantios estavam com 7 anos de idade, assim, foram considerados indicadores para avaliar o sucesso do projeto, como preconizado por Rodrigues et al. (2009) e Rodrigues et al. (2013). Os indicadores avaliados foram os seguintes:

- Avaliação do plantio: marcação dos indivíduos plantados, mensuração de Circunferência a Altura do Peito (CAP), altura total e diâmetro de copa. A cobertura de copa foi calculada através do diâmetro de copa que foi obtido medindo a projeção vertical das copas de cada indivíduo na linha de plantio, e o valor percentual obtido conforme recomendam Brancalion et al. (2012). A mortalidade foi estimada em função do registro de falhas, vestígios de árvores mortas, número de indivíduos levantados, espaçamento utilizado e consequente densidade de plantio esperada.

- Identificação botânica: identificação das espécies em campo e, quando insuficientes as características dendrológicas, coleta de ramos das espécies, acondicionamento em prensas, secagem em estufa e identificação no Laboratório de Dendrologia da Universidade de Mato Grosso, *campus* de Sinop. Após a definição da lista florística, foi determinada, com base em literatura, a riqueza de espécies e a classificação destas em grupos funcionais relacionados a dispersão e sucessão.

- Avaliação da regeneração natural: levantamento dos indivíduos regenerantes em cada sub-parcela, com mensuração de altura e identificação de acordo com a mesma metodologia descrita no item “Identificação botânica”.

- Avaliação da cobertura de gramíneas exóticas: foram definidos os seguintes parâmetros de classificação com base nos intervalos diagnósticos que recomendam Rodrigues et al. (2009): “ausência de gramíneas”, “baixa incidência de gramíneas”, “média incidência de gramíneas”, e “alta incidência de gramíneas”. Essa avaliação foi realizada para cada parcela nas três áreas.

- Manipulação e análise de dados: com base nos dados obtidos, foi realizada uma análise fitossociológica para o plantio em planilhas de cálculo, estimando a área basal (g), densidade absoluta (DA) e relativa (DR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), índice de valor de cobertura (IVC), e índice de valor de importância (IVI). A diversidade das espécies foi estimada pelo índice de Shannon-Wiener (H') e Equabilidade de Pielou (J). Para os indivíduos regenerantes foram calculados os parâmetros fitossociológicos de densidade, frequência e índice de diversidade. Além disso, foi verificada a similaridade entre a diversidade de espécies da regeneração natural e do plantio através do índice de Jaccard.

3. RESULTADOS

3.1. Avaliação do plantio

Nas três áreas amostradas, foi possível observar aspectos de floresta jovem em desenvolvimento, com árvores finas e de baixa estatura. Um total de 1.107 indivíduos vivos do estrato arbóreo plantado foram registrados. A mortalidade média foi de 19,5%, com maior e menor percentual na A1 e A2, respectivamente (Tabela 1). A porcentagem média de cobertura de copa foi de 27,8%, sendo a A1 com 4,3%, a A2 apresentou 35%, e A3 teve 44%. Uma tendência entre os valores de mortalidade e cobertura de copa foi observada, pois quanto maior a mortalidade, menor a cobertura da área e vice-versa (Tabela 1).

Tabela 1. Mortalidade e cobertura de copa para as áreas 1, 2 e 3. Ind./hectare: estimativa do número de indivíduos plantados por hectare; Mortalidade (ind./ha): estimativa de mortalidade por hectare; Mortalidade (%): percentual de mortalidade; Cobertura de copa (%): percentual de área coberta pela copa dos indivíduos plantados.

Table 1. Mortality and canopy coverage for areas 1, 2 and 3. Ind./hectare: estimate of the number of individuals planted per hectare; Mortality (ind./ha): estimated mortality per hectare; Mortality (%): percentage of mortality; Canopy coverage (%): percentage of area covered by the canopy of planted individuals.

Quantidade	A1	A2	A3	Média
Ind./hectare	1.038	1.248	1.076	1.220
Mortalidade (ind./ha)	285	266	103	218
Mortalidade (%)	27,49	21,34	9,62	19,5
Cobertura de copa (%)	4,3	35	44	27,8

3.2. Identificação botânica

Dezoito famílias e 30 espécies foram registradas e identificadas no plantio, das 46 espécies mencionadas como implantadas, que foram identificadas com base nas linhas de plantio e no relatório do PRAD. Foram identificadas 3 espécies dentre as plantadas que não constam na lista de espécies utilizadas no projeto, como apresentado na Tabela 02. Dentre as 30 espécies do plantio, 20 estavam presentes na A1, 20 na A2 e 21 na A3. Dez espécies foram coincidentes entre as três áreas e 1, 4 e 3 espécies foram exclusivas da A1, A2 e A3, respectivamente. As famílias Fabaceae, Bignoniaceae e Anacardiaceae representaram a maioria da população dos indivíduos com 7, 4 e 3 espécies respectivamente.

No que diz respeito à síndrome de dispersão, 71,43% das espécies monitoradas foram zoocóricas, 25% anemocóricas, e 3,57% autocóricas. Não foram registradas espécies barocóricas. Quanto ao grupo funcional na sucessão, A1 e A3, apresentaram mais espécies pioneiras, seguida das secundárias e clímax. Já na A2, a maior porcentagem foi de espécies secundárias, seguido das pioneiras e clímax (Figura 4).

3.3. Avaliação da regeneração natural

No levantamento dos indivíduos regenerantes foram identificadas 21 espécies pertencentes a 15 famílias botânicas (Tabela 2). A3 apresentou maior riqueza (12 spp.), seguida da A2 (11 spp.) e A1 (10 spp.). Dentre as espécies encontradas, 5 não estavam presentes no projeto de implantação. O índice de Jaccard foi de 22,22% (A1), 16% (A2) e 50% (A3). Isso significa que a similaridade de espécies entre o estrato regenerante e o plantio foi maior na A3, seguido da A1 e da A2.

3.4. Análise fitossociológica

A riqueza de espécies do plantio foi semelhante em todas as áreas, com 20 na A1 e A2, e 21 espécies na A3. Dentre os valores de densidade absoluta encontrados para as três áreas, a A2 foi a com maior número de indivíduos por hectare, seguido da A3 e A1. Já a área basal foi maior na A3, seguido da A2 e A1, respectivamente (Tabela 3).

Tabela 3. Características gerais da A1, A2 e A3.

Table 3. General characteristics of the A1, A2 and A3.

Parâmetro	A1	A2	A3	Média
Riqueza	20	20	21	20
Densidade (ind./ha)	752	981	972	902
Área Basal (m ² /ha)	7,58	11,32	12,64	10,51

Em relação ao Índice de Valor de Importância (IVI) na A1, as espécies *H. courbaril* e *S. tenuifolia* da família Fabaceae, juntamente com *T. roseoalba*, Bignoniaceae, foram as mais representativas. Na A2, *S. tenuifolia*, *E. contortisiliquum* e *H. courbaril*, ambas da família Fabaceae, apresentaram o maior IVI. Já na A3, as espécies mais representativas, também pertencentes à família Fabaceae, foram *H. courbaril*, *S. tenuifolia* e *I. vera* (Tabela 4).

Os valores estimados do índice de Shannon-Wiener para o plantio foram de 2,15 nats ind./hectare (A1), 2,56 nats ind./hectare (A2), 2,29 nats ind./hectare (A3). O índice de equabilidade de Pielou para as três áreas foi de 0,71, 0,84 e 0,75 para A1, A2 e A3 respectivamente.

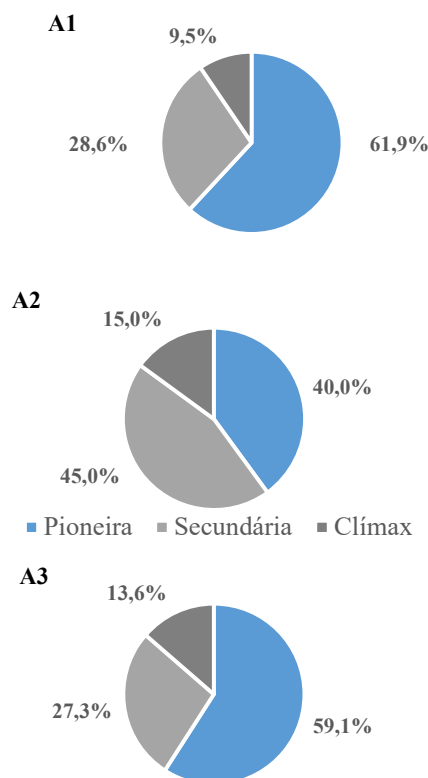


Figura 4. Porcentagem de espécies pertencentes a cada grupo ecológico na A1, A2 e A3.

Figure 4. Percentage of species belonging to each ecological group in A1, A2 and A3.

Avaliação do sucesso da restauração florestal de matas ciliares na transição Amazônia-Cerrado em Mato Grosso

Tabela 2. Relação de espécies implantadas (Imp.) de acordo com o Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) elaborado no início do projeto, e das espécies registradas na avaliação quanto à origem, ou seja, se do plantio ou da regeneração natural nas áreas A1, A2 e A3, aos 7 anos de idade.

Table 2. List of implanted species (Imp.) according to the Degraded Areas Recovery Project (PRAD) prepared at the beginning of the project, and of species recorded in the assessment as to origin, that is, whether from planting or natural regeneration in the areas A1, A2 and A3, at 7 years old.

Família	Nome científico	Imp.	Registradas					
			Plantio			Regeneração		
			A1	A2	A3	A1	A2	A3
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	X	X		X	X		X
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	X						
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Fr. All.	X	X	X	X			
	<i>Spondias mombin</i> L.	X	X		X			
	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	X						
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.				X		X	X
Arecaceae	<i>Mauritia flexuosa</i> L.	X			X			
Bignoniaceae	<i>Tabebuia aurea</i> Benth. & Hook.f. ex S. Moore	X						
	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	X			X		X	
	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith		X	X	X			
	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart.) Standley	X						
	<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	X	X	X				
	<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	X	X	X				
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.		X	X	X		X	
Bursaceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) March.	X	X		X	X		X
	<i>Protium almecega</i> March.	X						
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Camb.	X	X	X	X	X		X
Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	X			X			
Combretaceae	<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	X			X			
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	X			X			
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill	X	X	X	X			
Fabaceae	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	X	X		X	X		X
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	X						
	<i>Bauhinia forficata</i> Link.	X						
	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	X			X	X		
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	X	X	X	X			
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	X	X	X	X		X	
	<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	X						
	<i>Inga fagifolia</i> Willd.	X						
	<i>Inga luscumbiana</i> Benth.	X						
	<i>Inga marginata</i> Willd.	X						
	<i>Inga uruguensis</i> Hook. et Arn.	X			X			
	<i>Inga vera</i> Willd.	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	X					X	X
	<i>Senegalia tenuifolia</i> (L.) Britton & Rose	X	X	X				
	<i>Tachigali vulgaris</i> L. G. Silva & H. C.Lima						X	
<i>Tamarindus indica</i> L.	X							
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i>						X	
Lamiaceae	<i>Vitex montevidensis</i> Cham.	X			X	X		X
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees.	X			X			
Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees & Mart. ex Nees						X	
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	X						X
Lythraceae	<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	X						
Malvaceae	<i>Chorisia speciosa</i> A. St.-Hil.	X	X		X			
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Rob.	X						
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	X						
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i>						X	X
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	X	X		X	X		X
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	X						
Rubiaceae	<i>Alibertia sessilis</i> (Vell.) K. Schum.	X	X	X	X		X	
	<i>Genipa americana</i> L.	X	X	X	X			X
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aublet						X	
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	X					X	X
	<i>Cecropia Hololeuca</i> Miq.	X	X				X	X

Quanto à regeneração natural, as espécies com maior representatividade na regeneração na A1, de acordo com a Tabela 5, foram *Inga vera* Willd e *Nectandra cuspidata* Nees. Dentre essas espécies, a *Nectandra cuspidata* foi a mais frequente, presente em 7 de um total de 11 parcelas. O índice de diversidade de Shannon-Wiener para a regeneração foi de 2,01 nats ind./hectare. Na A2, a espécie mais presente foi *Senegalia tenuifolia* com valores expressivos de densidade e frequência, seguido de *Inga vera* Willd (Tabela 5). O índice de diversidade de Shannon-Wiener resultou em 0,094 nats ind./hectare. Na A3, de acordo com o levantamento

fitossociológico, as espécies com maior representatividade foram *Inga vera* Willd, *Calophyllum brasiliensis* Camb., *Alibertia sessilis* (Vell.) K. Schum. O valor estimado do índice de Shannon-Wiener foi de 1,77 nats ind./hectare.

3.5. Cobertura de gramíneas

A classificação da cobertura de gramíneas apresentou os seguintes resultados: na A1, a maioria das parcelas (42,65%) apresentou Alta Incidência, na A2, a Ausência de gramíneas foi a classificação predominante (55,56%), e na A3, o maior percentual foi de Média Incidência (58,62%).

Tabela 4. Avaliação fitossociológica das 3 espécies mais importantes do plantio nas áreas 1, 2 e 3. DA – Densidade absoluta (Ind./hectare); DR – Densidade Relativa (%); DoA- Dominância Absoluta (m²/hectare); DoR - Dominância Relativa (%); FA – Frequência absoluta; FR – Frequência relativa (%); IVC – Índice de valor de cobertura; IVI – Índice de valor de Importância.

Table 4. Phytosociological assessment of the 3 most important species of planting in areas 1, 2 and 3. DA – Absolute density (Ind./hectare); DR – Relative Density (%); DoA- Absolute Dominance (m²/hectare); DoR - Relative Dominance (%); FA – Absolute frequency; FR – Relative frequency (%); IVC – Coverage Value Index; IVI – Importance Value Index.

Area	Nome Científico	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVC	IVI
A1	<i>Hymenaea courbaril</i>	265	35,24	2,48	32,68	100	12,64	67,92	80,56
	<i>Tabebuia roseoalba</i>	139	18,46	0,66	8,76	100	12,64	27,21	39,86
	<i>Senegalia tenuifolia</i>	101	13,42	2,12	28,04	100	12,64	41,46	54,10
A2	<i>Senegalia tenuifolia</i>	187	19,10	3,26	28,83	83,3	8,85	47,94	56,79
	<i>Hymenaea courbaril</i>	95	9,67	0,58	5,121	100	10,62	14,79	25,41
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	78,70	8,02	2,75	24,25	66,7	7,08	32,27	39,35
A3	<i>Hymenaea courbaril</i>	290,40	29,87	2,45	19,40	91,67	12,09	49,27	61,36
	<i>Senegalia tenuifolia</i>	131,31	13,51	3,95	31,21	91,67	12,09	44,71	56,80
	<i>Inga vera</i>	128,79	13,25	3,10	24,52	83,33	10,99	37,77	48,76

Tabela 5. Avaliação fitossociológica das espécies de maior densidade da regeneração nas áreas 1, 2 e 3. DA - Densidade absoluta (ind./hectare); DR - Densidade relativa (%); FA - Frequência absoluta; FR - Frequência relativa (%).

Table 5. Phytosociological evaluation of the species with the highest regeneration density in areas 1, 2 and 3. DA - Absolute density (ind./hectare); DR - Relative density (%); FA - Absolute frequency; FR - Relative frequency (%).

Área	Família	Nome científico	DA	DR	FA	FR
A1	Fabaceae	<i>Inga vera</i>	86	36,96	27,27	10,00
	Lauraceae	<i>Nectandra cuspidata</i>	38	16,30	63,64	23,33
A2	Fabaceae	<i>Senegalia tenuifolia</i>	8.426	98,56	100	42,86
	Fabaceae	<i>Inga vera</i>	86	1,00	41,70	17,86
A3	Fabaceae	<i>Inga vera</i>	257	46,58	81,82	25,71
	Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliensis</i>	73	13,24	54,55	17,14
	Rubiaceae	<i>Alibertia sessilis</i>	58	10,50	36,36	11,43

4. DISCUSSÃO

4.1. Avaliação do plantio

Apesar de ser um monitoramento em área de restauração na transição Amazônia/Cerrado e da diferença de idade grande com o presente estudo, a mortalidade estimada foi semelhante à encontrada por Silva et al. (2016), em um plantio após mineração com 18 anos idade em floresta tropical estacional semidecidual. Entretanto, está abaixo da encontrada por Salomão et al. (2014), em área em restauração após mineração com 13 anos na Amazônia. Brancalion et al. (2012) consideram alta uma taxa de mortalidade acima de 10% e Rodrigues et al. (2009) indicam que uma área com percentual acima desse valor demanda por ações imediatas de manutenção com replantio. Dessa forma, apenas a A3 não apresentou valor superior à taxa limite em relação às demais, que apresentaram o dobro. Quanto à cobertura de copa, a A1 foi a que apresentou menor percentual, o que pode estar relacionado à maior taxa de mortalidade e menor densidade de plantas na área, pois A2 e A3, com menor percentual de

mortalidade e maior número de indivíduos por área, apresentaram maior cobertura de copa.

4.2. Identidade botânica, síndromes de dispersão e grupos ecológicos na sucessão

Para Duboc (2004), pelo menos 30 a 40 espécies são suficientes para auxiliar no processo de sucessão ecológica, desde que a escolha seja diversificada e determinada em função da composição florística presente na região, a fim de auxiliar no processo de restabelecimento do ecossistema degradado. Assim, a riqueza encontrada para as áreas de estudo está abaixo do recomendado. A baixa riqueza pode ser explicada pela mortalidade de espécies implantadas, tendo em vista que pelo menos 18 espécies que constavam no PRAD não foram registradas na avaliação do plantio, ou mesmo pela possibilidade de algumas espécies que constam no projeto não terem sido implantadas (Tabela 2).

O estabelecimento e regeneração de espécies de Fabaceae se destacaram nas áreas avaliadas e esse não é um fato isolado,

pois, essa importante família também se desponta em outros estudos. Em Nova Xavantina, Mato Grosso, a família Fabaceae também foi a mais presente dentre as 37 encontradas, com 15 espécies de um total de 84 identificadas (SILVA et al., 2011). De acordo com Araújo et al. (2009), a família Fabaceae possui expressividade e é marcante em estudos onde a condição de fertilidade natural dos solos é baixa, principalmente devido à capacidade de fixação de nitrogênio apresentada por algumas espécies desta família.

Dentre as espécies identificadas, houve predominância da síndrome de dispersão zoocórica, assim como encontrado por Oliveira et al. (2020) em uma vegetação nativa na Amazônia Meridional. A presença de espécies zoocóricas é um bom indicativo, pois para Resende; Carvalho (2013), o plantio dessas espécies constitui uma importante medida em um processo de restauração, considerando que em ambientes tropicais, como o Brasil, a zoocoria prevalece sobre as outras síndromes de dispersão.

Na avaliação dos grupos ecológicos, foi possível observar que apenas A2 não apresentou uma ordem decrescente iniciando pelas pioneiras, secundárias e clímax, segundo a recomendação de Botelho e Davide (2002). No entanto, a grande maioria das espécies são do grupo de diversidade. Esse fato explica, por exemplo, a alta incidência de gramíneas na A1, visto que espécies do grupo de preenchimento possuem uma capacidade maior de sombreamento frente às espécies de diversidade, que em grande maioria facilitam o desenvolvimento de matocompetição (NAVE; RODRIGUES, 2007).

4.3. Avaliação da regeneração natural

A análise da regeneração, similaridade, expressa pelo índice de Jaccard, e identificação de espécies que não foram implantadas no início do projeto, sugere que existe interação das áreas em restauração com os remanescentes de vegetação nativa presente no entorno ou próximo das áreas em restauração.

A regeneração natural é responsável pela manutenção futura do ambiente florestal por meio da substituição gradual das espécies que entram em senescência (BRANCALION et al., 2012), por isso, é essencial que haja fluxo de dispersão nas áreas em restauração para manutenção da dinâmica sucessional da vegetação.

Entretanto, Fonseca et al. (2017), em uma área em restauração com 10 anos de idade, também em floresta tropical ciliar, inserida em uma paisagem de mosaicos campo-floresta, encontraram um número de espécies regenerantes que não foram utilizadas no plantio 10 vezes maior, o que pode indicar que, apesar de existir, o fluxo de dispersão das áreas de vegetação nativa adjacentes para as áreas de estudo é baixo.

4.4. Análise fitossociológica

Na análise dos indicadores fitossociológicos realizada para o plantio, os valores de densidade encontrados para as três áreas são considerados baixos quando comparados com estudos realizados em vegetação nativa. De acordo com Kunz et al. (2009), em uma área com vegetação do tipo cerrado no município de Canarana, Mato Grosso, a densidade total na área amostrada foi de 2.496 indivíduos/ha. Araújo et al. (2009) obtiveram DA de 1.555 ind./hectare em uma área de vegetação nativa no município de Sinop. A menor densidade se deve em função do maior espaçamento (3 x 3 m), considerado amplo, tendo em vista que o

espaçamento comumente utilizado é de 3 x 2 m, a fim de diminuir a luminosidade no sub-bosque, consequentemente reduzindo a incidência de gramíneas na área (RODRIGUES et al., 2009).

Quanto à área basal, os valores encontrados são inferiores aos encontrados por Marimon Junior; Haridasan (2005,) que constatarem valores de 21,4 m²/ha. Enquanto Melo e Durigan (2007), encontraram, no vale do Paranapanema, para plantios de 13 e 7 anos, valores de 23,32 m²/ha e 17,25 m²/ha, respectivamente. A menor área basal pode ser explicada pelo espaçamento utilizado, que, por influenciar a densidade do plantio, também interfere na ocupação da área pelos indivíduos arbóreos. As espécies com maior IVI foram, em maioria, da família Fabaceae, com exceção de *T. roseoalba* (Bignoniaceae) na A1. Essas espécies são as mais importantes dentro da estrutura das áreas de estudo, isso porque o IVI considera a densidade, frequência, e dominância dessas espécies, logo, quanto maior o índice, maior a representatividade da espécie.

Os resultados obtidos para a diversidade de Shannon-Wiener, também estão aquém dos encontrados por outros autores. Marimon-Junior; Haridasan (2005) e Kunz et al. (2009) obtiveram 3,67 e 3,85 nats ind/ha, respectivamente, para vegetação do tipo Cerradão. Além de Gomes et al. (2018), que obtiveram 3,93 para uma floresta de transição Amazônia/Cerrado.

Quanto ao índice de equabilidade de Pielou, que reflete o quanto em termos de riqueza de espécies do estrato arbóreo ocupam o estrato regenerante, apenas o resultado encontrado para A2 se assemelha com outros estudos. Em Nova Xavantina, Mato Grosso, Franczak (2009) encontrou valores de equabilidade de 0,82 e 0,86 em uma área de Cerradão. Em Canarana, Mato Grosso, Kunz et al. (2009) encontraram 0,84, e no mesmo estado no município de Itaúba, Gomes et al. (2018) encontraram um índice de 0,85, ambos os trabalhos em vegetação de transição com formações do tipo Cerradão.

Nesse sentido, A1 e A3 obtiveram valores inferiores, ao contrário da A2 que apresentou valores parecidos aos comparados, indicando uma abundância equitativa melhor do que as outras duas áreas. Portanto, as áreas de estudo possuem, além de baixa diversidade florística, pouca uniformidade e riqueza de espécies. Isso possivelmente se deve à distribuição desequilibrada das espécies no plantio.

Na análise fitossociológica da regeneração natural, o maior destaque foi para o recrutamento de *S. tenuifolia* na A2 (Tabela 4). Os resultados mostram um visível desbalanço no recrutamento e distribuição da espécie, pois os valores de densidade, dominância e frequência demonstram a monodominância dessa espécie no sub-bosque da área. A monodominância pode ser explicada pela proporção de indivíduos plantados da espécie em relação às outras, à dinâmica populacional acelerada da planta que é pioneira, heliófita e de copa paucifoliada, e à síndrome de dispersão, caracterizada pela autocoria e grande produção de sementes (CARVALHO et al., 2010).

Essas características de *S. tenuifolia* ocasionaram um aumento da luminosidade no sub-bosque e favoreceram a expressão desses regenerantes, principalmente por ser o indivíduo mais abundante no plantio da área (Tabela 4). Em consequência disso, o índice de diversidade de Shannon-Wiener foi baixo, pois a grande quantidade de indivíduos de *S. tenuifolia* configurou um ambiente com baixa riqueza de espécies. Com a diminuição do número de indivíduos da espécie, possivelmente o valor tende a aumentar, visto que o

índice acompanha equitativamente o número de indivíduos em relação à quantidade de espécies.

4.5. Cobertura de gramíneas

Os resultados da avaliação da cobertura por gramíneas na A1 demonstraram que a incidência de luminosidade é grande, pois a incidência da matocompetição foi elevada. O uso passado e a proximidade de pastagem com a área influenciam, certamente, na forte presença das invasoras, visto que o banco de sementes de gramíneas é bem persistente (PEREIRA et al, 2010).

Na A2, a baixa expressão de invasoras deve estar relacionada ao percentual de cobertura de copa, que indica um sombreamento razoável da área e consequente inibição do desenvolvimento de gramíneas. Já na A3, a classificação que prevaleceu foi a de Média Incidência, neste caso, apesar do valor de cobertura de copa ter sido alto (44%), a não sistematização na ordenação das espécies no momento da implantação pode ter sido um fator que contribuiu para esse resultado.

O espaçamento foi uma característica comum que influenciou diretamente na cobertura de área, intimamente relacionada com a incidência de gramíneas, o que contribuiu para o baixo recrutamento e diversidade de espécies regenerantes, já que as gramíneas constituem filtro ecológico para a regeneração natural (RESENDE; LELES, 2017). Se considerarmos as recomendações de Rodrigues et al. (2009), a A1 demandaria ações imediatas de correção e a A3 apresenta situação preocupante.

4.6. Manejo adaptativo

De acordo com o Decreto Estadual nº 1.491 (MATO GROSSO, 2018), que dispõe sobre a adoção de indicadores ambientais para o monitoramento da recomposição da vegetação nativa, em formações florestais são considerados três indicadores para avaliar se uma área está ou não restaurada. São eles: Cobertura do solo ($\geq 80\%$ nativa; $\leq 20\%$ exótica), Densidade de regenerantes nativos (≥ 3000 ind./ha) Riqueza de regenerantes nativos (20 para polígono ≤ 5 ha; 30 para polígono > 5 ha). Observando os indicadores avaliados e os valores de referência para o estado de Mato Grosso, as áreas de estudo não podem ser consideradas restauradas.

Nesse sentido, podem ser consideradas ações de manejo adaptativo, que segundo Aronson et al. (2011) são “intervenções deliberadas no ecossistema durante sua trajetória, visando superar filtros ou barreiras que dificultem sua evolução rumo ao estado desejado”. Essas práticas podem melhorar a estrutura das áreas e contribuir para o restabelecimento de serviços ecossistêmicos, estoque de carbono e consequente prestação de serviços ambientais das áreas.

Assim, há possibilidade de emprego de ações de manejo adaptativo como adensamento em locais onde há mortalidade e altos índices de invasão por gramíneas e enriquecimento onde houver baixa diversidade de espécies. Na A2, por exemplo, onde há monodominância de regenerantes de *S. tenuifolia*, uma das alternativas de manejo poderia se constituir da limpeza mediante roçada manual e abertura de berços para o plantio de espécies perenifólias do grupo de preenchimento, com vistas a inibir e dificultar o desenvolvimento do banco de plântulas desta espécie.

Entretanto, são necessárias novas avaliações dos mesmos indicadores para compor um monitoramento das áreas ao longo dos anos, especialmente para obtenção de informações

a respeito da regeneração natural, a fim de descrever com mais propriedade a o recrutamento de espécies e dinâmica desses ecossistemas para subsidiar um delineamento das estratégias de manejo e alcançar os resultados esperados.

5. CONCLUSÕES

As áreas avaliadas aos 7 anos de idade ainda estão em processo de restauração. Dentre os fatores que contribuíram para esse cenário foram a seleção de espécies, a proporção de indivíduos e o arranjo de plantio. A riqueza foi baixa, o espaçamento amplo e a elevada proporção de indivíduos regenerantes de *Senegalia tenuifolia* na A2 resultou em uma simplificação das condições estruturais e funcionais.

Essas condições influenciaram a ocupação e o estabelecimento das espécies nas áreas e consequentemente o sucesso da restauração florestal, pois, resultaram em menor densidade, área basal, e cobertura de copa, o que corroborou para expressão significativa de gramíneas em grande parte das áreas.

Existe a possibilidade da adoção de ações de manejo adaptativo, como enriquecimento e adensamento, todavia, são necessárias novas avaliações de monitoramento para construção de bases mais sólidas visando intervenções para a adequação da trajetória dos ecossistemas estudados.

6. AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal de Mato Grosso pelo incentivo financeiro por meio do Programa de Iniciação Científica. A Fazenda Santa Anastácia pela permissão para a realização do estudo.

7. REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, R. A.; COSTA, B. R.; FELFILI, J. M.; GONÇALVES, I. K.; SOUSA, R. A. T. e M. e.; DORVAL, A. Florística e estrutura de fragmento florestal em área de transição na Amazônia Matogrossense no município de Sinop. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 4, p. 865-878, 2009.
- ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P.H.S. Conceitos e definições correlatas à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Série Registros**, v. 44, p. 1-38, 2011.
- BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. **Anais...** Lavras: UFLA, 2002. v. 1, p. 123-145. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Soraya-Botelho/publication/242672925_METODOS_SILVICULTURAI_PARA_RECUPERACAO_DE_NASCENTES_E_RECOMPOSICAO_DE_MATAS_CILIARES_/links/55ba18fb08aed621de0ab2a6/METODOS-SILVICULTURAI-PARA-RECUPERACAO-DE-NASCENTES-E-RECOMPOSICAO-DE-MATAS-CILIARES.pdf
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 262-291.
- CARVALHO, F. A.; FAGG, C. W.; FELFILI, J. M. Dinâmica populacional de *Acacia Tenuifolia* (L.) Willd. em uma Floresta Decidual sobre aforamentos calcários no

Brasil central. *Scientia Forestalis*, v. 38, n. 86, p. 297-306, 2010.

- CECCON, E. Desafios da restauração ecológica no mundo e no Brasil. Simpósio de Restauração Ecológica: desafio do processo frente à crise ambiental, VI. *Anais...* p. 61-66, 2019. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Luiz-Barbosa-4/publication/338513848_GOVERNO_DO_ESTADO_DE_SAO_PAULO_SECRETARIA_DE_INFRAESTRUTURA_E_MEIO_AMBIENTE_Restauracao_Ecologica_Desafio_do_processo_frente_a_crise_ambiental_Coordenacao_geral_Luiz_Mauro_Barbosa/links/5e18825192851c8364c08ddf/GOVERNO-DO-ESTADO-DE-SAO-PAULO-SECRETARIA-DE-INFRAESTRUTURA-E-MEIO-AMBIENTE-Restauracao-Ecologica-Desafio-do-processo-frente-a-crise-ambiental-Coordenacao-geral-Luiz-Mauro-Barbosa.pdf#page=62
- DUBOC, E. **Cultivo de Espécies Nativas do Bioma Cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004. 10p. (Comunicado Técnico, 110)
- DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? IN: MARTINS, S. V. (Ed). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 41-68.
- DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2013. 50p.
- FONSECA, D. A. D.; BAKES, A. R.; ROSENFELD, M. F.; OVERBECK, G. E.; MULLER, S. C. Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. *Ciência Florestal*, v. 27, n. 2, p. 521-534, 2017.
- FRANCAZAK, D. D. **Mudança na Comunidade Lenhosa de um Cerradão e um Cerrado Stricto Sensu no Parque do Bacaba, Nova Xavantina**. 96f. Dissertação [Dissertação – Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais] - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2009.
- GOMES, F. F. C.; PIVA, J. H.; ROCHA FILHO, J. A.; OLIVEIRA, J. C.; SOUZA, S. S.; SILVA, I. R.; CARVALHO, M. A. C. Dissimilaridade florística de um Cerrado e Floresta de Transição Cerrado-Amazônia no norte de Mato Grosso. *Revista Brasileira de Ecologia*, v. 1516, p. 67, 2018.
- GUERIN, N.; ISERNHAGEN, I. **Plantar, criar e conservar: unindo produtividade e meio ambiente**. Sinop: Embrapa Agrossilvipastoril, 2013. 143p. (Livro técnico, INFOTECA-E)
- GUERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O.; GARCIA, L. C. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management*, v. 458, e117802, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>
- IBGE_Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades: Sorriso**. Rio de Janeiro; IBGE, 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/sorriso/panorama>. Acesso em: 15 de mar. 2022.
- IBGE_Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Série: Nativa, Sinop, v. 10, n. 3, p. 356-365, 2022.
- Manuais técnicos em geociências, 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271p.
- KÖPPEN, W. Grundriss der Klimakunde: Outline of climate science. Berlin: Walter de Gruyter, 1931. 388 p.
- KUNZ, S. H.; IVANAUSKAS, M. N.; MARTINS, S. V.; Estrutura fitossociológica de uma área de cerradão em Canarana, Mato Grosso. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 31, n. 3, p. 255-261, 2009.
- MARIMON-JÚNIOR, B. H.; HARIDASAN, M. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*, v. 19, n. 4, p. 913-926, 2005.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamento de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema. *Scientia Forestalis*, n. 73, p. 101-111, 2007.
- NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R. combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Orgs.). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. 1 ed. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 103-126.
- ODS_OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. 2015. **Indicadores Brasileiros para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em <https://odsbrasil.gov.br/home/agenda> Acesso em: 03 mar. 2021.
- OLIVEIRA, A. T. M.; CANALE, G. R.; NOGUEIRA, L. A. S.; FRANÇA, A. L. SANTOS, J. D. P.; CÓRDOVA, M. O. Estrutura e síndromes de dispersão da vegetação arbórea em floresta nativa e agrofloresta, na Amazônia Meridional. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 43, n. 3, p. 352-362, 2020. <https://doi.org/10.19084/rca.19602>
- PEREIRA, I. M.; ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A. Banco de sementes do solo, como subsídio à recomposição de mata ciliar. *Floresta*, v. 40, n. 4, p. 721-730, 2010. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v40i4.20324>
- REIS, D. N. **Desenvolvimento de um índice para avaliação da recuperação de ecossistemas ciliares**. 2008. 179p. [Tese – Doutorado em Engenharia Florestal] - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.
- REIS, D. N.; DAVIDE, A. C.; FERREIRA, D. F. Indicadores preliminares para avaliação da restauração em reflorestamentos de ambientes ciliares. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 34, n. 80, p. 375-389, 2014.
- REENDE, S. R.; CARVALHO, M. G. Uso de espécies zoocóricas nativas na recuperação de áreas degradadas: a fauna como catalisadora no processo de recuperação. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA. *Anais...* Belo Horizonte, 2013. v. 64, p. 1. Disponível em: <https://dtihost.sfo2.digitaloceanspaces.com/sbotanicab/64CNBot/resumo-ins20319-id3243.pdf>
- RESENDE, A. S.; LELES, P. S. S. **Controle de plantas daninhas em restauração florestal**. Brasília: Embrapa, 2017. 107p.
- RODRIGUES, R. R.; ISERNHAGEM, I.; BRANCALION, P. H. S. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 2. ed. São Paulo: LERF/ESALQ, 260 p., 2009. Disponível em

- <<http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/produzidos/livros/pacto2009.pdf>>. Acesso em: 15 de mar. de 2022.
- RODRIGUES R. R.; PADOVEZI A.; FARAH F. T.; GARCIA L. C.; SANGLADE L. D.; BRANCALION P. H.; CHAVES, R. A. B.; VIANI R. G.; BARRETO T. B.; STRASSBURG B. B.; SCARAMUZZA C. A. M. **Protocolo de Monitoramento para Programas e Projetos de Restauração Florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2013. 59p.
- SALOMÃO, R. P.; BRIENZA JÚNIOR, S.; ROSA, N. A. Dinâmica de reflorestamento em áreas de restauração após mineração em unidade de conservação na Amazônia. **Revista Árvore**, v. 38, p. 1-24, 2014.
- SILVA, K. A.; MARTINS S. V.; MIRANDA NETO, A.; DEMOLINARI, R. D. A.; LOPES, A. T. Restauração florestal de uma mina de bauxita: avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. **Floresta e Ambiente**, v. 23, p. 309-319, 2016.
- SILVA, F. E.; FORSTHOFER, M.; ABREU, M. F.; MARIMON-JUNIOR, B. H. Estrutura e composição florística de um cerradão no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA. **Anais...** Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, MT, 2011. v. 7. Disponível em: <http://siec.unemat.br/anais/default/impresao-pdf.php?y=Mg==&r=OTY2&i=NTM0Ng==&p=0&v=MA==&d=SQ==&cache=1660829675>
- SOUZA, A. P.; MOTA, L. L.; ZAMADEI, T.; MARTIN, C. C.; ALMEIDA, F. T.; PAUNLINO, J. Classificação climática e balanço hídrico climatológico no estado de Mato Grosso. **Nativa**, v. 1, n. 1, p. 34-43, 2013. DOI: 10.31413/nativa.v1i1.1334