

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

ARI FRANCISCO DE TOLEDO JUNIOR

**COMUNIDADE DE ESPÉCIES LENHOSAS ESPONTÂNEAS EM UMA ÁREA
DE CERRADO EM RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

BAURU

2021

ARI FRANCISCO DE TOLEDO JUNIOR

**COMUNIDADE DE ESPÉCIES LENHOSAS ESPONTÂNEAS EM UMA ÁREA
DE CERRADO EM RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à Universidade Estadual
Paulista “Júlio de Mesquita Filho”
como parte dos requisitos exigidos
para a obtenção do título de bacharel
em Ciências Biológicas, área de
concentração Meio Ambiente.

Orientadora: Profa. Dra. Veridiana de
Lara Weiser Bramante

BAURU

2021

T649c

Toledo Junior, Ari Francisco de.

Comunidade de espécies lenhosas espontâneas em uma área de cerrado em restauração ecológica / Ari Francisco de Toledo Junior. – Bauru, 2021.

28 f.: il.

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado – Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências, Bauru

Orientadora: Veridiana de Lara Weiser Bramante

1. Ecologia de Comunidades. 2. Cerrado. 3. Restauração Ecológica. 4. Regeneração Natural. I. Título.

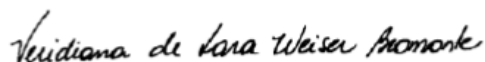
ARI FRANCISCO DE TOLEDO JUNIOR

**COMUNIDADE DE ESPÉCIES LENHOSAS ESPONTÂNEAS EM UMA ÁREA
DE CERRADO EM RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

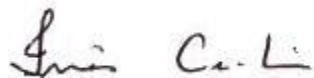
Trabalho de conclusão de curso
apresentado à Universidade
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita
Filho” como parte dos requisitos
exigidos para a obtenção do título
de bacharel em Ciências Biológicas,
área de concentração Meio
Ambiente.

Bauru, 19 de agosto de 2021.

Banca examinadora:



Profa. Dra. Veridiana de Lara Weiser Bramante
Faculdade de Ciências – UNESP – Bauru/SP



Prof. Dra. Inês Cechin
Faculdade de Ciências – UNESP – Bauru/SP



Me. Solange dos Santos Silva
Faculdade de Ciências – UNESP – Bauru/SP

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a professora e orientadora Dra. Veridiana de Lara Weiser Bramante, por todo ensinamento, pela compreensão, pelo apoio, disposição e prontidão para me auxiliar e corrigir sempre de maneira paciente e respeitosa.

À professora Dra. Inês Cechin por todo ensinamento durante a graduação, pela sua atenção e pelas longas conversas após as aulas e monitorias.

Ao Herbário da Unesp Bauru, SP, que sempre se mostrou à disposição para contribuir ao desenvolvimento de seus colaboradores e seus projetos.

À Faculdade de Engenharia de Bauru por ter cedido a área para a execução do presente trabalho.

À minha família, em especial aos meus pais Ari e Rosângela, pelo amor e carinho, pelos ensinamentos sobre o trabalho e o respeito ao próximo, ao incentivo e apoio tanto dos meus estudos como para conhecer novos lugares e pessoas. Aos meus irmãos Juliana e Lucas, e ao meu cunhado Raul, também pelo incentivo e por instigar, em nossas conversas, a curiosidade e o prazer em buscar o conhecimento. Sem vocês eu não teria chegado até aqui.

À minha segunda família, bauruense, Letícia e Rafael pelas conversas, apoio, amizade e carinho, que de forma mútua desenvolvemos, no cotidiano, tanto nos momentos bons como nos ruins, que passamos juntos nestes últimos anos. Vocês possuem a minha lealdade e a minha disposição para o que precisarem.

À Júlia tanto pelo apoio, amizade e pelas conversas, como também pelo suporte crucial à execução desse projeto. Estarei sempre à disposição.

SUMÁRIO

RESUMO 5

ABSTRACT 6

INTRODUÇÃO 7

MATERIAL E MÉTODOS 8

 ÁREA DE ESTUDO 8

 COLETA DE DADOS 10

 ANÁLISE DE DADOS 12

RESULTADOS 13

DISCUSSÃO 22

CONCLUSÃO 23

REFERÊNCIAS 24

COMUNIDADE DE ESPÉCIES LENHOSAS ESPONTÂNEAS EM UMA ÁREA DE CERRADO EM RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Ari Francisco de Toledo Junior¹ e Veridiana de Lara Weiser²

¹Curso de Graduação em Ciências Biológicas, Faculdade de Ciências, Câmpus de Bauru, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Bauru, São Paulo, Brasil.

²Departamento de Ciências Biológicas, Faculdade de Ciências, Câmpus de Bauru, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Bauru, São Paulo, Brasil.

RESUMO

Uma das técnicas de restauração de áreas degradadas de cerrado consiste na introdução de espécies nativas por meio do plantio de mudas associado à regeneração natural. As espécies que compõem a regeneração natural constituem a comunidade de plantas espontâneas na área em restauração. Nosso objetivo foi caracterizar a composição e a estrutura da comunidade de espécies lenhosas espontâneas em uma área de cerrado em restauração ecológica. Realizamos o levantamento florístico e fitossociológico, utilizando como critério de inclusão todos os indivíduos com altura superior a 50 cm. Dividimos a comunidade como um todo em dois componentes, regenerante e remanescente. Designamos regenerante, o componente formado por indivíduos lenhosos com perímetro do caule à altura do peito ausente ou inferior a 15 cm e remanescente, o componente constituído por indivíduos lenhosos com perímetro do caule igual ou superior a 15 cm. Estimamos a altura e o diâmetro dos indivíduos, indicamos o hábito e a síndrome de dispersão das espécies e determinamos os parâmetros fitossociológicos e os índices de diversidade de Shannon-Wiener e concentração de Simpson transformado. Constatamos que a comunidade de espécies lenhosas espontâneas apresentou 159 indivíduos, pertencentes a 19 espécies, de 19 gêneros e 12 famílias e uma densidade de 417,3 indiv./ha, sendo o componente regenerante o mais abundante e rico em espécies. Verificamos que no componente regenerante prevaleceu os indivíduos arbustivos e anemocóricos e no componente remanescente, os indivíduos arbóreos e zoocóricos. Observamos que a maioria das espécies lenhosas espontâneas apresentou altura inferior a 1,5 m e diâmetro inferior a 2 cm.

Constatamos uma diversidade intermediária na comunidade estudada, onde poucas espécies concentram os maiores valores de importância. Na área de estudo, embora a regeneração natural seja lenta, em virtude da compactação do solo, este processo de regeneração natural promove o aumento da abundância, riqueza e complexidade ecológica na área em restauração por plantio de mudas nativas de cerrado.

Palavras-chave: área degradada, florística, fitossociologia, regeneração natural, restauração do cerrado.

ABSTRACT

A technique for restoring degraded areas of the Brazilian savannah is the introduction of native species through the planting of seedlings associated with natural regeneration. The species from natural regeneration constitute the spontaneous plant community in the area under restoration. Our aim was to characterize the composition and structure of the spontaneous woody species community in a Brazilian savannah area under ecological restoration. We conducted a floristic and phytosociological survey, using as inclusion criteria all individuals with height greater than 50 cm. We divide the community into two components, regenerating and remaining. We designate regenerating component, the one formed by woody individuals with stem perimeter at breast height absent or less than 15 cm and remaining component, the one formed by woody individuals with stem perimeter at breast height equal to or greater than 15 cm. We estimated the height and diameter of individuals, indicated the species' habit and dispersal syndrome and determined the phytosociological parameters and Shannon-Wiener diversity and transformed Simpson concentration indices. We found that the community of spontaneous woody species had 159 individuals, belonging to 19 species, of 19 genera and 12 families and a density of 417.3 individuals/ha, with the regenerating component being the most abundant and rich in species. We verified that in the regenerating component the shrubby and anemochoric individuals prevailed and in the remaining component, arboreal and zoochoric individuals. We observed that most of the spontaneous woody species presented height less than 1.5 m and

a diameter less than 2 cm. We found an intermediate diversity in the studied community, where few species concentrate the highest values of importance. In the study area, although natural regeneration is slow due to soil compaction, this process of natural regeneration promotes an increase in abundance, richness and ecological complexity in the area under restoration by planting native savannah seedlings.

Keywords: degraded area, floristics, phytosociology, natural regeneration, savannah restoration.

INTRODUÇÃO

O Cerrado, um dos *Hotspots* da diversidade biológica mundial (MYERS *et al.*, 2000; STRASSBURG *et al.*, 2017), apresenta mais de 4.800 espécies de plantas e animais vertebrados endêmicos (STRASSBURG *et al.*, 2017). Apesar da importância da conservação da biodiversidade para a resistência e autossustentação do ecossistema (YACHI; LOREAU, 1999) e da oferta dos serviços ecossistêmicos de provisão, cultura e suporte (CAVASSAN, 2019), em que se destaca o abastecimento hídrico (LIMA; SILVA, 2008), o Cerrado perdeu 46% da sua cobertura vegetal nativa, e apenas 19,8% da sua vegetação permanece inalterada (STRASSBURG *et al.*, 2017). Diante deste cenário insustentável, a única alternativa é a restauração das áreas degradadas complementando as iniciativas de conservação dos fragmentos remanescentes de cerrado (STRASSBURG *et al.*, 2017).

Uma alternativa para restaurar os fragmentos de cerrado altamente degradados, em regiões de ocorrência de sua formação florestal, é o plantio de mudas de espécies nativas associado à regeneração natural (CAVASSAN, 2012; DURIGAN *et al.*, 2011). O plantio é um método de restauração ativa, porque há a intervenção humana no ecossistema perturbado (HOLL; AIDE, 2011), com o intuito de estruturar as condições do ecossistema para favorecer a regeneração natural (DURIGAN *et al.*, 2011). A regeneração natural é um método de restauração passiva, que consiste apenas na retirada dos agentes de perturbação e isolamento da área (DURIGAN *et al.*, 2011; HOLL; AIDE, 2011), mas só é possível em locais que apresentam potencial de regeneração natural (DURIGAN *et al.*, 2011).

O processo da regeneração natural depende de três fatores: da germinação das sementes presentes no banco de sementes do solo, da germinação das sementes que são dispersas para área em restauração e da brotação a partir das estruturas subterrâneas (YOUNG; EWEL; BROWN, 1987). As espécies que compõem a regeneração natural constituem a comunidade de plantas espontâneas na área em restauração, sendo as plantas espontâneas, àquelas que se estabelecem na área de plantio sem a intervenção humana (PEREIRA; MELO, 2008), podendo ser tanto espécies nativas como exóticas (MORO *et al.*, 2012). Quando exóticas, tais espécies podem prejudicar a restauração ecológica por se tratarem, muitas vezes, de espécies potencialmente invasoras e competidoras superiores de recursos (DAMASCENO *et al.*, 2018). Quando nativas, estas contribuem com o aumento da riqueza em espécies e biomassa na comunidade, componentes essenciais para a manutenção das condições do solo, como retenção de umidade e disponibilidade de nutrientes por meio da atividade da mesofauna, fungos e microrganismos (ARAUJO *et al.*, 2013; HOFMAN *et al.*, 2003).

A estrutura e a composição de uma comunidade vegetal em processo de restauração devem ser descritas e monitoradas para a avaliação e tomada de decisões, corretivas ou de manejo, que garantam a sustentabilidade da restauração (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015), além de fornecerem informações importantes para a compreensão da dinâmica do processo de restauração. Dentro deste contexto, nosso objetivo foi caracterizar a comunidade de espécies lenhosas espontâneas em uma área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada no sudeste do Brasil, na região centro-oeste do estado de São Paulo, no município de Bauru e pertence a Gleba II da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, nas coordenadas geográficas 22°21'15,50"–17,75"S e 49°01'30,49"–34,33", 613–617 m altitude e com aproximadamente 0,56 ha (Figura 1). O clima é o Cwa (KOEPPEN, 1948),

caracterizado por um verão quente e chuvoso e um inverno frio e seco (WEISER, 2007). Adjacente a área de estudo, situa-se a Gleba I do Refúgio de Vida Silvestre Aimorés do Mosaico de Unidades de Conservação do Cerrado Paulista (SÃO PAULO, 2018), com fisionomia de cerrado.

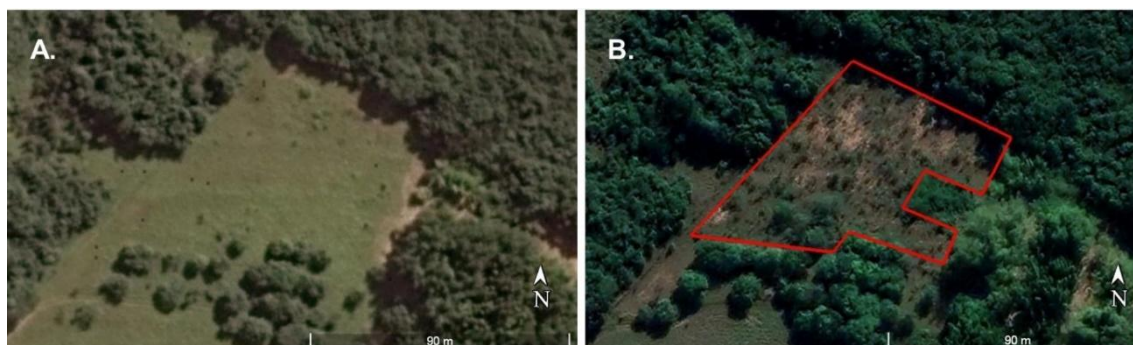


Figura 1. Imagens aéreas da área de estudo no município de Bauru, estado de São Paulo, sudeste do Brasil. A. Área de cerrado degradada em 2014. B. Área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado em 2020, com o perímetro aproximado da área do plantio destacado em vermelho. **Fonte:** Modificado de Google Earth-Maps (2021).

Originalmente, a área de estudo era uma área de cerrado que foi desmatada e, até a década de 1980, utilizada como local de teste de mecanização agrícola da Universidade de Bauru. Posteriormente, a área de cerrado degradada foi invadida por espécies de gramíneas exóticas invasoras, capim gordura (*Melinis minutiflora* P.Beauv.) e capim-braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf). Em 2015 foi realizado o controle manual das gramíneas exóticas e o plantio de 1028 mudas de 17 espécies lenhosas de cerrado (Tabela 1) em linha, com espaçamento de 2 m x 2 m, como forma de compensação ambiental. Durante cinco anos foi realizado o monitoramento das mudas de cerrado introduzidas por plantio na área em restauração ecológica.

Tabela 1. Lista das espécies nativas plantadas na área em restauração ecológica de cerrado em 2015.

Família/Espécie
ANNONACEAE
<i>Annona cacans</i> Warm
BIGNONIACEAE
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.
CLUSIACEAE
<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.
COMBRETACEAE
<i>Terminalia argentea</i> Mart.
FABACEAE
<i>Acosmium subelegans</i> (Mohlenbr.) Yakovlev
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul.
<i>Bauhinia forficata</i> Link
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.
<i>Platypodium elegans</i> Vogel
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke
LAMIACEAE
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.
LYTHRACEAE
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.
MALVACEAE
<i>Luehea divaricata</i> Mart.

COLETA DE DADOS

Para amostrar a comunidade de espécies lenhosas espontâneas, dividimos a área interna do plantio de mudas em 952 parcelas de 4 m², seguindo as linhas e o espaçamento do plantio, totalizando uma área amostrada de 0,38 ha. Identificamos cada parcela de acordo com o número de registro do indivíduo plantado à sudeste. No período de setembro de 2020 a março de 2021, em cada parcela amostramos todos os indivíduos lenhosos espontâneos, adotando-se como critério a presença de lignina no caule e altura superior à 50 cm.

Dividimos a comunidade como um todo em dois componentes, regenerante e remanescente. Designamos regenerante, o componente formado por indivíduos lenhosos com perímetro do caule à altura do peito ausente ou

inferior a 15 cm e remanescente, o componente constituído por indivíduos lenhosos com perímetro do caule igual ou superior a 15 cm (SÃO PAULO, 2014). Estimamos a altura e mensuramos o diâmetro do caule à altura do solo (DAS) de todos os indivíduos amostrados. No caso dos indivíduos com altura do caule superior a 130 cm do solo, também medimos o perímetro do caule à altura do peito (PAP).

No campo, determinamos os hábitos das plantas, considerando plantas do hábito arbóreo, àquelas que apresentam fuste e copa (GONÇALVES; LORENZI, 2011), do hábito arbustivo àquelas que apresentam caule lenhoso e ramificado desde a base, não formando um fuste definido (GONÇALVES; LORENZI, 2011) e do hábito trepador, plantas em que o caule não apresenta capacidade de autossustentação (WEISER, 2007).

Coletamos os ramos reprodutivos dos espécimes para identificar as espécies com o auxílio de literatura pertinente e para determinar as síndromes de dispersão (VAN DER PIJL, 1982) a partir da observação da morfologia do diásporo ou, na ausência do diásporo, a partir de consulta à literatura (APPROBATO; GODOY, 2006; BATALHA; ARAGAKI; MANTOVANI, 1997; BATALHA; MANTOVANI, 2000; MANTOVANI; MARTINS, 1993; WEISER, 2007; WEISER; GODOY, 2001). Consideramos diásporos anemocóricos os que apresentavam características como alas e plumas, que favorecem a dispersão pelo vento; zoocóricos, os que apresentavam características atrativas ou possuíam recursos alimentares para a fauna, favorecendo a dispersão pelos animais; ou autocóricos, os que não apresentavam nenhuma das características adaptativas anteriores, caracterizando a autodispersão (VAN DER PIJL, 1982).

Verificamos a grafia dos nomes científicos das espécies conforme a base de dados nomenclatural VAST - VAScular Trópicos (TROPICOS.ORG. MISSOURI BOTANICAL GARDEN, 2021), do nome válido e das sinonímias conforme The Plant List (2013) e Flora do Brasil (2020) e das abreviações dos autores segundo o International Plant Name Index (IPNI, 2021). Na elaboração da lista florística das espécies, organizamos as famílias de acordo com o sistema proposto por APG IV (2016) e as atualizações mais recentes do Angiosperm Phylogeny Website (STEVENS, 2001 onwards). Confeccionamos as exsicatas que foram depositadas no acervo do Herbário do Departamento de Ciências

Biológicas, da Faculdade de Ciências, do Câmpus de Bauru da UNESP (Herbário UNBA).

ANÁLISE DOS DADOS

Com os dados obtidos em campo, calculamos os parâmetros fitossociológicos tradicionais (MORO; MARTINS, 2011) com o auxílio do software Fitopac 2.0 (SHEPHERD, 2010) e determinamos os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e de concentração de Simpson transformado (C') (MARTINS; SANTOS, 1999), de acordo com os seguintes conceitos e fórmulas:

Abundância é o número de indivíduos amostrados. Refere-se tanto ao número de indivíduos registrados para dada espécie (n) quanto para a comunidade com um todo (N).

Densidade se refere ao número de indivíduos por unidade de área ou volume. Para espécies lenhosas, a densidade é expressa por hectare.

Densidade absoluta total da comunidade: $DAt = N/A$, onde DAt é o valor da densidade absoluta total da comunidade, N é o número total de indivíduos amostrados na comunidade e A é a área total amostrada, em hectares.

Densidade absoluta de uma espécie: $DAe = ne/A$, onde DAe é densidade absoluta de uma espécie qualquer e , ne é o número de indivíduos da espécie e , A é a área total amostrada, em hectares.

Densidade relativa é a porcentagem de indivíduos amostrados que pertencem a uma mesma espécie: $DRe = 100.ne/N$, onde DRe é a densidade relativa, com resultado percentual, de uma espécie qualquer e , n_e é o número de indivíduos da espécie e . N é o número total de espécies amostradas da comunidade.

Frequência absoluta é a proporção do número de unidades amostrais com presença de uma dada espécie em relação ao número total de unidades amostrais: $FAe = 100(Pe/Pt)$, onde FAe é frequência absoluta de uma espécie qualquer e , em percentual, Pe é a quantidade de unidades amostrais (no caso, número de parcelas) em que essa espécie é encontrada, Pt é a quantidade total de unidades amostrais utilizadas (parcelas).

Frequência relativa é a proporção da frequência absoluta da comunidade que dada espécie possui: $FRe = 100(FAe/FA_t)$, onde **FRe** é a frequência relativa de uma espécie e, em percentual, **Fae** é a frequência absoluta da espécie e, já **FA_t** é a soma frequência absoluta de todas as espécies amostradas.

Dominância é a área basal de uma espécie ou de uma comunidade por hectare.

Dominância absoluta: $DoAe = \Sigma Ge/A$, onde **DoAe** é a dominância absoluta de uma espécie e, em cm², **ΣGe** é o somatório da área basal de todos os indivíduos da espécie e, em cm², **A** é a área total amostrada, em hectare.

Dominância relativa: $DoRe = 100(Ge/G_t)$, onde **DoRe** é a dominância relativa da espécie e, em percentual, **Ge** é a soma da área basal de todos os indivíduos da espécie e, **G_t** é a soma da área basal de todas as espécies incluídas na amostragem da comunidade.

Índice de valor de importância é um índice composto que agrega as variáveis de densidade relativa, frequência relativa e dominância relativa, indicando quais espécies tem maior contribuição para a comunidade: $IVle = DRe + FRe + DoRe$, onde **IVle** é o índice de valor de importância da espécie e, **DRe** é a densidade relativa da espécie e, **FRe** é a frequência relativa da espécie e, **DoRe** é a dominância relativa da espécie e, todos os valores em percentual.

Índice de diversidade de Shannon-Wiener: $H' = - \Sigma p_e \ln p_e$ onde $p_e = n_e/N$, onde **H'** é o índice de diversidade de Shannon-Wiener, **p_e** é a abundância relativa da espécie e, **n_e** é o número de indivíduos da espécie e, **N** é o número total de indivíduos.

O **índice de concentração de Simpson transformado (C')** baseia-se na equabilidade e expressa a probabilidade de dois indivíduos selecionados ao acaso na comunidade, pertencer à uma mesma espécie. $C' = 1 - \Sigma n_i(n_i - 1) / N(N-1)$, onde **C'** é o índice de concentração de Simpson transformado, **n_i** é o número de indivíduos amostrados da i-ésima espécie e **N** é o número total de indivíduos amostrados.

RESULTADOS

Na área de estudo, observamos que a comunidade de espécies lenhosas espontâneas apresentou 159 indivíduos, pertencentes a 19 espécies, de 19

gêneros e 12 famílias (Tabela 2) e uma densidade de 417,3 indivíduos/ha. Analisando os componentes da comunidade de espécies lenhosas espontâneas, separadamente, constatamos que o componente regenerante foi o mais abundante e rico em espécies, com 129 indivíduos (81,1%), pertencentes a 16 espécies, distribuídas em 16 gêneros e 11 famílias (Tabela 2) e uma densidade de 338,5 indivíduos/ha. Já o componente remanescente apresentou 30 indivíduos (18,9%), pertencentes a seis espécies, de seis gêneros e cinco famílias (Tabela 2) e uma densidade de 78,7 indivíduos/ha.

Observamos que as espécies *Baccharis dracunculifolia*, *Eugenia dysenterica* e *Stryphnodendron adstringens* representaram juntas 59,7% da abundância da comunidade como um todo (Tabela 2), sendo *Baccharis dracunculifolia* e *Eugenia dysenterica*, as espécies mais abundantes (58,9% dos indivíduos) do componente regenerante (Tabela 2) enquanto *Stryphnodendron adstringens*, a mais abundante (50% dos indivíduos) do componente remanescente (Tabela 2). Ressaltamos que as espécies *Annona coriacea*, *Baccharis dracunculifolia* e *Brosimum gaudichaudii* ocorreram em ambos os componentes (Tabela 2). Destacamos que das 19 espécies amostradas na comunidade de espécies lenhosas espontâneas apenas duas espécies, *Annona coriacea* e *Copaifera langsdorffii*, foram comuns às espécies de mudas utilizadas no plantio, representando juntas uma contribuição em torno de 10% em termos de riqueza e abundância.

As famílias mais ricas em espécies foram Fabaceae (quatro espécies), Annonaceae e Asteraceae (três cada), concentrando 52,6% da riqueza específica na comunidade lenhosa espontânea como um todo (Tabela 2) e 50% da riqueza específica no componente regenerante (Tabela 2). No componente remanescente, verificamos que Fabaceae apresentou 33,3% da riqueza específica (Tabela 2). Juntas, as famílias Asteraceae, Annonaceae, Myrtaceae e Fabaceae representaram 82,4% da abundância da comunidade espontânea como um todo (Tabela 2), sendo Asteraceae, Annonaceae e Myrtaceae as famílias mais abundantes (79,1% dos indivíduos) no componente regenerante (Tabela 2) e Fabaceae e Annonaceae, as mais abundantes (76,6%) no componente remanescente (Tabela 2). Notamos que a família Urticaceae foi a única exclusiva do componente remanescente (Tabela 2).

Tabela 2. Lista florística da comunidade de espécies lenhosas espontâneas em uma área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado, no município de Bauru, estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Legenda: N = abundância; REG = componente regenerante; REM = componente remanescente; HÁB = hábito; a = arbustivo; A = arbóreo, T = trepador; SD = síndrome de dispersão; ANE = anemocoria; AUT = autocoria; ZOO = zoocoria.

Família/Espécie	N		HÁB	SD
	REG	REM		
ANNONACEAE				
<i>Annona coriacea</i> Mart.	7	7	A	ZOO
<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	6	0	a	ZOO
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	3	0	A	ZOO
ASTERACEAE				
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	55	4	a	ANE
<i>Trichogonia salviifolia</i> Gardner	9	0	a	ANE
<i>Vernonia rubriramea</i> Mart. ex DC.	1	0	a	ANE
BIGNONIACEAE				
<i>Adenocalymma peregrinum</i> (Miers) L.G.Lohmann	8	0	T	ANE
CHRYSOBALANACEAE				
<i>Licania</i> cf. <i>humilis</i> Cham. & Schltdl.	2	0	a	ZOO
FABACEAE				
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	1	0	A	ANE
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	1	0	A	ZOO
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	0	1	A	ANE
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	0	15	A	ZOO
MALVACEAE				
<i>Pavonia garckeana</i> Gürke	3	0	a	AUT
MELASTOMATACEAE				
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	1	0	a	ZOO
MENISPERMACEAE				
<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	1	0	a	ZOO
MORACEAE				
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	2	2	A	ZOO
MYRTACEAE				
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	21	0	a	ZOO
SOLANACEAE				
<i>Solanum paniculatum</i> L.	8	0	a	ZOO
URTICACEAE				
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	0	1	A	ZOO

Na comunidade de espécies lenhosas espontâneas constatamos o predomínio das espécies do hábito arbustivo (52,6%), seguida das espécies do hábito arbóreo (42,1%), e apenas uma espécie, *Adenocalymma peregrinum*, do hábito trepador (Tabela 2). Considerando a abundância (N=159), evidenciamos que a maioria dos indivíduos (69,8%) foram arbustivos, seguido dos arbóreos (25,2%) e dos trepadores (5%, Figura 1). No componente regenerante prevaleceu os indivíduos arbustivos (82,9%) ao passo que no componente remanescente prevaleceu os indivíduos arbóreos (86,7%), enquanto os indivíduos trepadores foram exclusivos do componente regenerante (Figura 1).

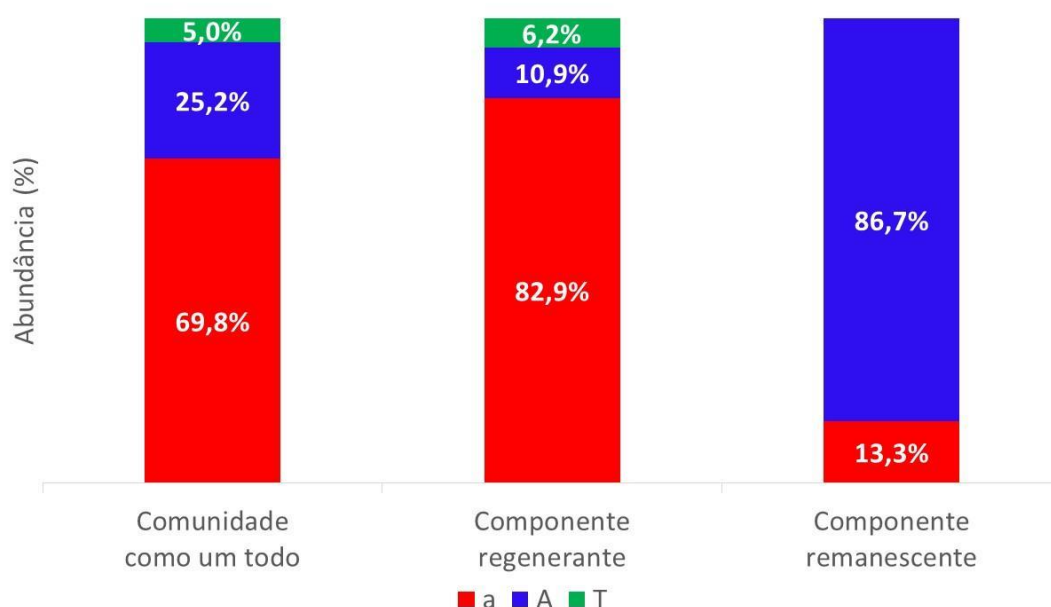


Figura 1. Distribuição da abundância, em porcentagem, dos hábitos das espécies lenhosas espontâneas na comunidade como um todo e nos componentes regenerante e remanescente, em uma área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado, no município de Bauru, estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Legenda: a = arbustivo; A = arbóreo; T = trepador.

Na comunidade de espécies lenhosas espontâneas como um todo, considerando a riqueza em espécies, verificamos que a zoocoria (63,1%) foi a síndrome de dispersão predominante, seguida de anemocoria (31,6%) e autocoria (5,3%, Tabela 2). Considerando a abundância (N=159), anemocoria ocorreu em 49,7% dos indivíduos e zoocoria, em 48,4% dos indivíduos na comunidade como um todo (Figura 2). Os indivíduos anemocóricos (57,4%) predominaram no componente regenerante enquanto os indivíduos zoocóricos (83,3%), no componente remanescente, e os indivíduos autocóricos foram

exclusivos do componente regenerante (Figura 2). Notamos a presença de agentes dispersores zoocóricos a partir de pegadas de veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*, Figura 3A) e de tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*, Figura 3B) na área de estudo.

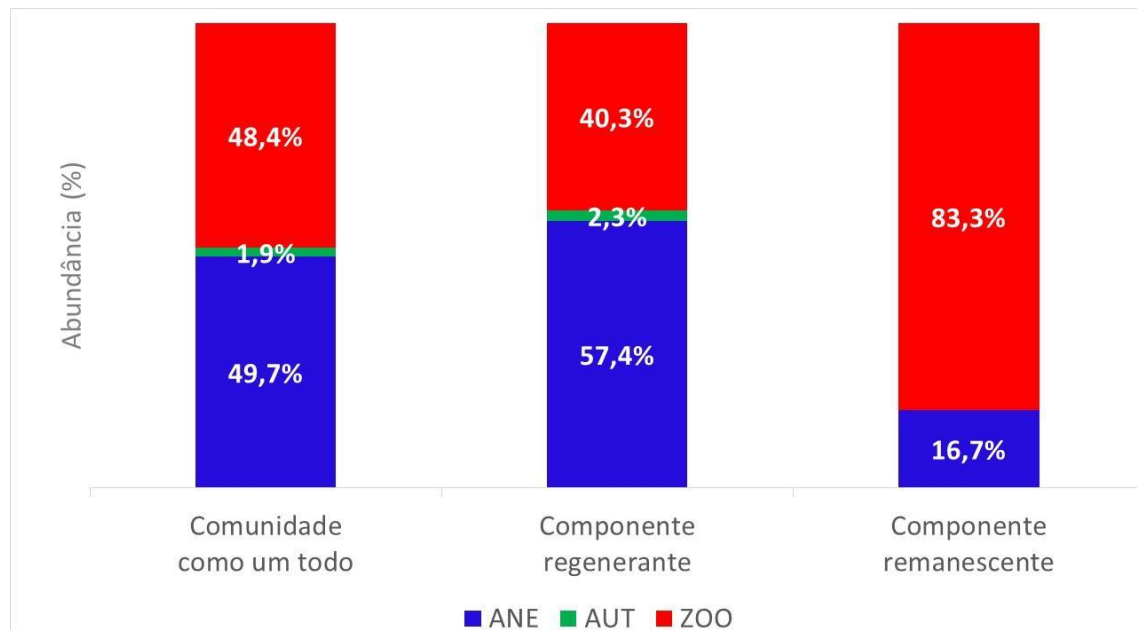


Figura 2. Distribuição da abundância, em porcentagem, das síndromes de dispersão das espécies lenhosas espontâneas na comunidade como um todo e nos componentes regenerante e remanescente, em uma área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado, no município de Bauru, estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Legenda: ANE = anemocoria; AUT = autocoria; ZOO = zoocoria.



Figura 3. Registro de pegadas em uma área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado, no município de Bauru, estado de São Paulo, sudeste do Brasil. A. pegada de *Mazama gouazoubira*. B. *Dasypus novemcinctus*. Fotos de Ari Francisco Toledo Junior.

Considerando o número de espécies, observamos que na comunidade como um todo, a zoocoria foi mais representativa nos hábitos arbóreo e arbustivo e a anemocoria, no hábito trepador (Figura 4A). Todavia, quando analisamos o número de indivíduos na comunidade como um todo, constatamos que a anemocoria é a síndrome de dispersão predominante nos indivíduos arbustivos e trepadores e a zoocoria, nos indivíduos arbóreos (Figura 4B).

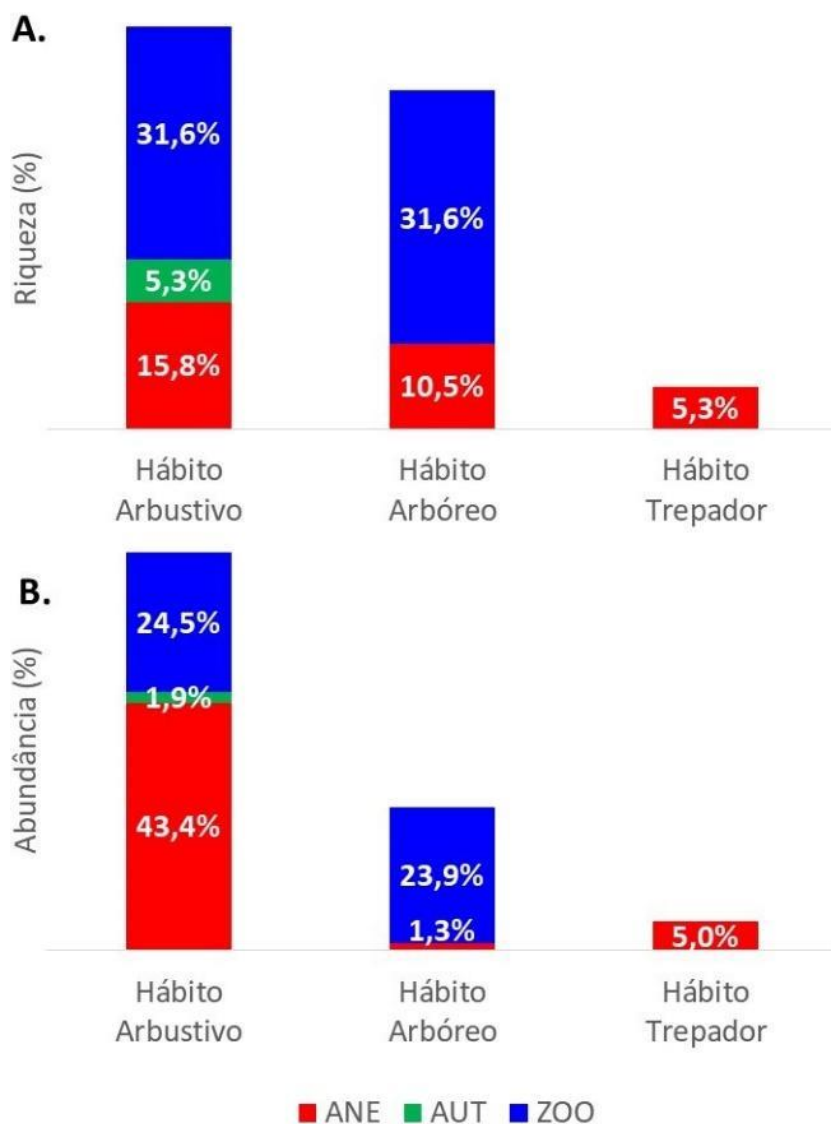


Figura 4. Distribuição da riqueza (A) e da abundância (B), em porcentagem, das síndromes de dispersão das espécies lenhosas espontâneas nos hábitos arbustivo, arbóreo e trepador, em uma área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado, no município de Bauru, estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Legenda: ANE = anemocoria; AUT = autocoria; ZOO = zoocoria.

Analisando a comunidade como um todo, constatamos que a altura média observada foi de 171,5 cm com um desvio padrão de 154,6 cm e o DAS médio

foi de 38,3 mm com um desvio padrão de 46,41 mm, indicando uma alta variabilidade entre os dados para ambas as medidas. Verificamos que apenas 25,2% dos indivíduos apresentaram altura superior a 200 cm, enquanto a maioria (64,2%) exibiram altura inferior a 150 cm (Figura 5). Também observamos que a maioria 54,1% apresentou DAS inferior a 20 mm (Figura 6).

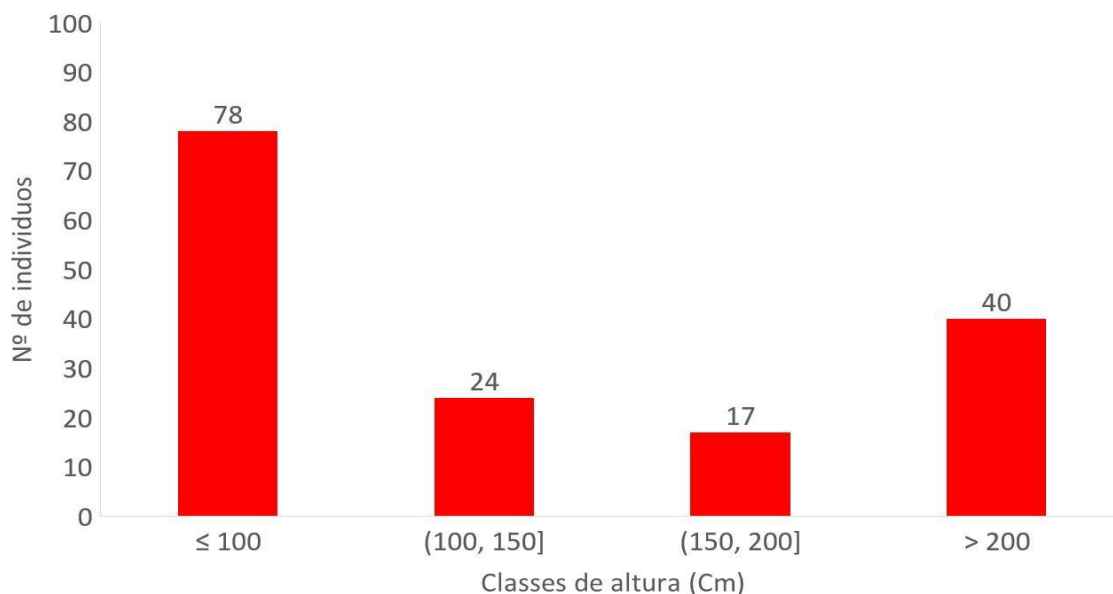


Figura 5. Distribuição da abundância nas classes de altura da comunidade de espécies lenhosas espontâneas, em uma área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado, no município de Bauru, estado de São Paulo, sudeste do Brasil.

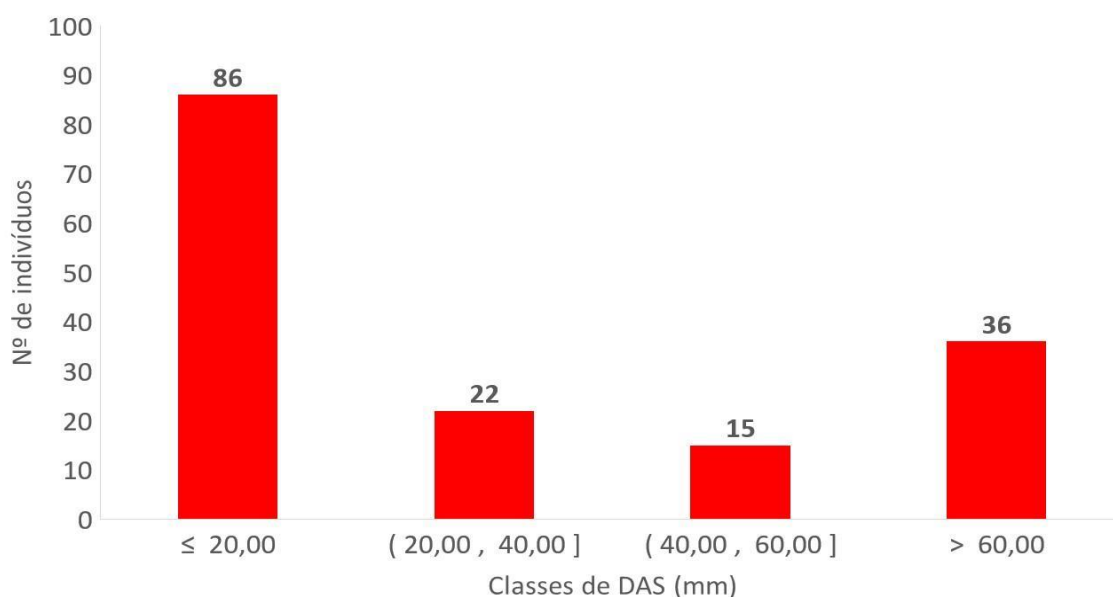


Figura 6. Distribuição da abundância nas classes de diâmetros do caule na altura do solo (DAS) da comunidade de espécies lenhosas espontâneas, em uma área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado, no município de Bauru, estado de São Paulo, sudeste do Brasil.

Verificamos que as espécies com os maiores valores de densidade absoluta foram *Baccharis dracunculifolia* (154,90 indiv./ha), *Eugenia dysenterica* (55,10 indiv./ha), *Stryphnodendron adstringens* (39,40 indiv./ha) e *Annona coriacea* (36,80 indiv./ha, Tabela 3). As espécies com maior frequência absoluta foram *Baccharis dracunculifolia* (em 3,47% das parcelas), *Annona coriacea* (em 1,26%), *Stryphnodendron adstringens* (em 0,95%) e *Eugenia dysenterica* (em 0,84%, Tabela 3). Observamos que as espécies com maior dominância absoluta foram *Stryphnodendron adstringens* (0,61 m²/ha), *Annona coriacea* (0,22 m²/ha), *Baccharis dracunculifolia* (0,09 m²/ha) e *Eugenia dysenterica* (0,08 m²/ha, Tabela 3).

As espécies mais importantes na comunidade de espécies lenhosas espontâneas na área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado foram *Baccharis dracunculifolia*, *Stryphnodendron adstringens*, *Annona coriacea* e *Eugenia dysenterica*, respectivamente (Tabela 3, Figura 7). A espécie *Baccharis dracunculifolia* foi a mais importante na comunidade em função da sua alta densidade relativa e frequência relativa, enquanto a dominância relativa foi o atributo fitossociológico que mais contribuiu para a importância de *Stryphnodendron adstringens* na comunidade (Figura 7), especialmente pelo fato desta espécie apresentar indivíduos volumosos, i.e., com uma expressiva área basal.

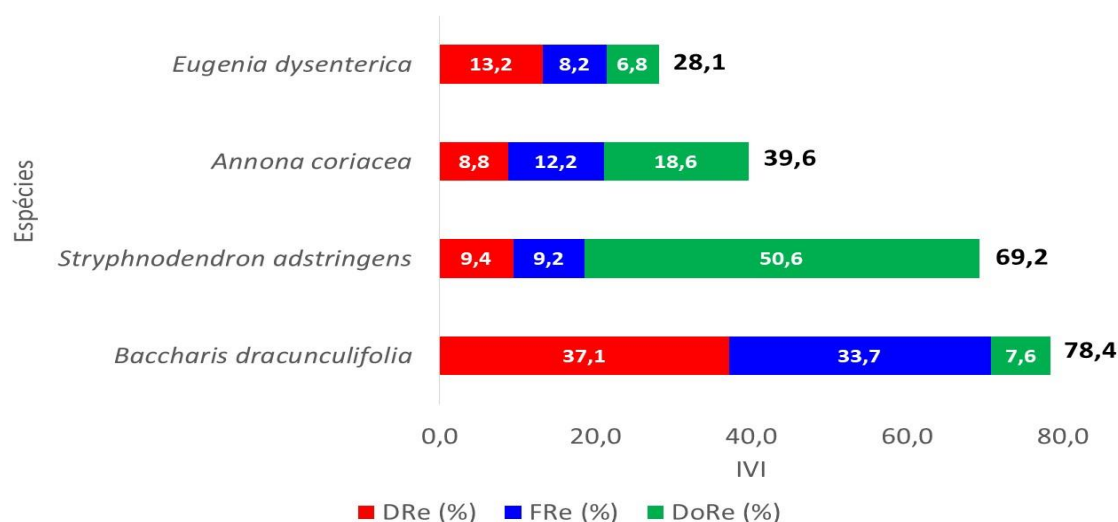


Figura 7. Espécies lenhosas espontâneas com os maiores valores de IVI, em uma área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado, no município de Bauru, estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Legenda: DRe = densidade relativa; FRe = frequência relativa; DoRe = dominância relativa.

Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos da comunidade de espécies lenhosas espontâneas, em uma área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado, no município de Bauru, estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Legenda: n_e = número de indivíduos por espécie; DAe = densidade absoluta por espécie; DRe = densidade relativa por espécie; FAe = frequência absoluta por espécie; FRe = frequência relativa por espécie; DoAe = dominância absoluta por espécie; DoRe = dominância relativa por espécie; IVI = índice de valor de importância.

Espécie	n_e	DAe (indiv./ha)	DRe (%)	FAe (%)	FRe (%)	DoAe (cm ² /ha)	DoRe (%)	IVI
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	59	154,90	37,11	3,47	33,67	0,09	7,59	78,37
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	15	39,40	9,43	0,95	9,18	0,61	50,61	69,22
<i>Annona coriacea</i>	14	36,80	8,81	1,26	12,24	0,22	18,55	39,60
<i>Eugenia dysenterica</i>	21	55,10	13,21	0,84	8,16	0,08	6,77	28,14
<i>Adenocalymma peregrinum</i>	8	21,00	5,03	0,53	5,10	0,02	1,96	12,09
<i>Trichogonia salviifolia</i>	9	23,60	5,66	0,63	6,12	0,00	0,27	12,05
<i>Solanum paniculatum</i>	8	21,00	5,03	0,63	6,12	0,01	0,54	11,69
<i>Brosimum gaudichaudii</i>	4	10,50	2,52	0,32	3,06	0,05	4,17	9,75
<i>Duguetia furfuracea</i>	6	15,80	3,77	0,21	2,04	0,00	0,33	6,14
<i>Pavonia garckeana</i>	3	7,90	1,89	0,32	3,06	0,00	0,28	5,23
<i>Cecropia pachystachya</i>	1	2,60	0,63	0,11	1,02	0,04	3,08	4,73
<i>Licania cf. humilis</i>	2	5,30	1,26	0,21	2,04	0,02	1,27	4,57
<i>Machaerium acutifolium</i>	1	2,60	0,63	0,11	1,02	0,03	2,79	4,44
<i>Xylopia aromatica</i>	3	7,90	1,89	0,21	2,04	0,01	0,42	4,35
<i>Bowdichia virgilioides</i>	1	2,60	0,63	0,11	1,02	0,01	0,77	2,42
<i>Vernonia rubriramea</i>	1	2,60	0,63	0,11	1,02	0,01	0,56	2,21
<i>Miconia albicans</i>	1	2,60	0,63	0,11	1,02	0,00	0,02	1,67
<i>Copaifera langsdorffii</i>	1	2,60	0,63	0,11	1,02	0,00	0,01	1,66
<i>Cissampelos ovalifolia</i>	1	2,60	0,63	0,11	1,02	0,00	0,00	1,65

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') indicou uma diversidade de 2,313 e o índice de concentração de Simpson transformado (C'), o valor de 0,822 para a comunidade de espécies lenhosas espontâneas estudada.

DISCUSSÃO

Na área em restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado, a comunidade de espécies lenhosas espontâneas foi constituída em sua maioria por espécies alóctones que ocorrem nas matrizes de cerrado do entorno (CAVASSAN, 1990; CAVASSAN; WEISER, 2015; FARACO, 2007; RISSI, 2011; WEISER, 2007), indicando a importância dessas matrizes como fonte de diásporos para o aumento da abundância, da riqueza em espécies e biomassa na área em restauração. A ocorrência das espécies *Trichogonia salviifolia* e *Cissampelos ovalifolia* na área de estudo pode representar a existência de lacunas de coletas no estrato arbustivo da flora vascular do cerrado do município.

A ocorrência de 19 espécies nativas na comunidade como um todo indica que a riqueza em espécies na área representa um valor adequado, i. e., superior a 10 espécies (SÃO PAULO, 2014), entretanto, a densidade de 417,3 indiv./ha representa um nível de adequação mínima, i. e., inferior ao valor esperado de 500 indiv./ha (SÃO PAULO, 2014). Essas evidências corroboram a ideia que em áreas degradadas com o solo altamente compactado em decorrência do histórico de uso, a restauração da vegetação apenas pelo método de regeneração natural representa um baixo potencial de êxito (CAVASSAN, 2012; DURIGAN *et al.*, 2011), devido à dificuldade da troca gasosa, da permeabilidade da água e do aumento da resistência à penetração de raízes nas camadas mais profundas do solo (ANDEL; ARONSON, 2006), e portanto, enfatizam a importância de ações alternativas de restauração, como o plantio de espécies nativas em área total (CAVASSAN, 2012).

Na história evolutiva das angiospermas, a seleção de diásporos de tamanho reduzido e o aumento na produção das sementes foi frequente em plantas do hábito arbustivo em ambientes abertos e secos (TIFFNEY, 1984). Essas características presentes em *Baccharis dracunculifolia* da família Asteraceae, permitiram sua ampla distribuição em diferentes formações vegetais

(HEIDEN, 2015), em função da sua adaptação à diferentes tipos de hábitat, inclusive em ambientes com solos pobres em nutrientes e altamente degradados (NEGREIROS *et al.*, 2014; SOUZA *et al.*, 2019).

Além das condições ambientais a interação com os agentes dispersores também está relacionada ao tamanho dos diásporos, sendo os menores associados a espécies anemocóricas e autocóricas, enquanto os maiores às espécies zoocóricas, com implicações nos padrões de distribuição destas espécies (HOWE; SMALLWOOD, 1982). Em geral, a anemocoria predomina em formações campestres, áreas degradadas e em restauração de cerrado (BATALHA; MANTOVANI, 2000; VIEIRA *et al.*, 2002) e a zoocoria em formações florestais (VIANI *et al.*, 2015; YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2007). Embora, esse não seja o padrão encontrado na área de estudo e sim, um equilíbrio entre indivíduos anemocóricos e zoocóricos na comunidade como um todo, com o predomínio de indivíduos anemocóricos no componente regenerante e de zoocóricos no componente remanescente, indícios de agentes dispersores zoocóricos na área indica a possibilidade do reestabelecimento da complexidade ecológica do ecossistema (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Na área em restauração, a maioria das espécies lenhosas espontâneas apresentou altura inferior a 1,5 m e diâmetro inferior a 2 cm, confirmando que a regeneração natural constitui um processo lento de sucessão natural (DURIGAN, 2013), com poucas espécies concentrando os maiores valores de IVI. A diversidade representada pelo índice de Shannon-Wiener (H') pode ser considerada intermediária, considerando que os valores de H' na maioria das vezes encontram-se entre 1,3 e 3,5, embora possam ultrapassar 4,0 e atingir 4,5 em ambientes florestais tropicais (FELFILI; REZENDE, 2003).

CONCLUSÃO

Após seis anos do início da restauração ecológica por plantio de mudas nativas de cerrado na área degradada, a comunidade de espécies lenhosas espontâneas apresenta diversidade intermediária, caracterizando o processo de regeneração natural como lento na área em restauração. Entretanto, a comunidade de espécies lenhosas espontâneas contribui com o aumento da abundância, da riqueza em espécies e da complexidade ecológica na área em

restauração. Cada componente da comunidade de espécies lenhosas espontâneas contribui de forma diferente e complementar. O componente regenerante caracteriza-se pelo predomínio de indivíduos arbustivos e anemocóricos enquanto o componente remanescente, por indivíduos arbóreos e zoocóricos. A riqueza em espécies zoocóricas, assim como sua abundância, sugere o alto potencial de atração da fauna para a área em restauração, promovendo a entrada de novos diásporos.

REFERÊNCIAS

ANDEL, J. V.; ARONSON, J. **Restoration Ecology**: the new frontier. Hoboken: Wiley-Blackwell, 2006. 319 p.

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

APPROBATO, A. U.; GODOY, S. A. P. de. Levantamento de diásporos em áreas de cerrado no município de Luiz Antônio, SP. **Hoehnea**, v. 33, n. 3, p. 385-401, 2006.

ARAÚJO, F.; MIRANDA, C. C.; VALCARCEL, R.; FIGUEIREDO, P. H. A. Estoque e capacidade de retenção hídrica da serrapilheira acumulada na restauração florestal de áreas perturbadas na Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 3, p. 336-343, 2013.

BATALHA, M. A.; ARAGAKI, S.; MANTOVANI, W. Florística do cerrado em Emas (Pirassununga, SP). **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 16, p. 49-64, 1997.

BATALHA, M. A.; MANTOVANI, W. Reproductive phenological patterns of Cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and woody floras. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 1, p. 129-145, 2000.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 431 p.

CAVASSAN, O. **Florística e fitossociologia da vegetação lenhosa de um hectare de cerrado do Parque Ecológico Municipal de Bauru (SP)**. 1990. 224 f. Tese (Doutorado em Ecologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1990. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/315878>. Acesso em: 22 de jun. 2021.

CAVASSAN, O. Os serviços ecossistêmicos do cerrado: o caso de Bauru. *In*: MAGAGNIN, R. C.; ENOKIBARA, M. **Pesquisa em arquitetura e urbanismo: reflexões sobre o ambiente construído e a paisagem**. Tupã: ANAP, 2019. p. 36-47. (Série PPGARQ, v. 4).

CAVASSAN, O. Restauração de áreas degradadas *In*: ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Meio ambiente e sustentabilidade**. Porto Alegre: Bookman, 2012. p. 283-300.

CAVASSAN, O.; WEISER, V. de L. Vascular flora of the cerrado of Bauru-SP. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 3, p. 1-14, 2015.

DAMASCENO, G.; SOUZA, L.; PIVELLO, V. R.; GORGONE-BARBOSA, E.; GIROLDO, P. Z.; FIDELIS, A. Impact of invasive grasses on cerrado under natural regeneration. **Biological Invasions**, v. 20, n. 12, p. 3621-3629, 2018.

DURIGAN, G. Reflexões sobre a restauração ecológica em regiões de cerrado. *In*: BARBOSA, L. M. **Políticas públicas para a restauração ecológica e conservação da biodiversidade**. São Paulo: Instituto de Botânica, SMA, 2013. p. 33-37.

DURIGAN, G.; MELO, A. C. G.; MAX, J. C. M.; VILAS BOAS, O.; CONTIERI, W. A.; RAMOS, V. S. **Manual para recuperação da vegetação de cerrado**. São Paulo: SMA, 2011. 19 p.

FARACO, A. G. **Composição florística e estrutura fitossociológica de uma área de cerrado pertencente ao Campus de Bauru da Universidade Estadual Paulista – UNESP, SP**. 2007. 98 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Botânica) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu. 2007. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/88136>. Acesso em: 22 jun. 2021.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, 2003. (Comunicações Técnicas Florestais, v. 5, n. 1).

FLORA DO BRASIL. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 25 mai. 2021.

GONÇALVES, E. G.; LORENZI, H. **Morfologia vegetal: organografia e dicionário ilustrado de morfologia das plantas vasculares**. 2. ed. Nova Odessa: Plantarum, 2011. 544 p.

GOOGLE EARTH-MAPS. Disponível em: <http://mapas.google.com>. Acesso em: 14 jul. 2021.

HEIDEN, G. 2020. *Baccharis* in Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB5177>. Acesso em: 26 jul. 2021

HOFMAN, J.; BEZCHLEBOVÁ, J.; DUSEK, L.; DOLEZAL, L.; HOLOUBEK, I.; ANDEL, P.; ANSORGOVA, A.; MALY, S. Novel approach to monitoring of the soil biological quality. **Environment Internacional**, v. 28, n. 8, p. 771-778, 2003.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201-228, 1982.

IPNI. International Plant Name Index. Search authors. Version 1. 2021. Disponível em: <http://www.ipni.org>, The Royal Botanic Gardens, Kew, Harvard University Herbaria & Libraries and Australian National Botanic Gardens. Acesso em: 25 mai. 2021.

KOEPPEN, W. **Climatología**: con un estudio de los climas de la Tierra. Mexico City: Fondo de Cultura Economica, 1948. 474 p.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. Recursos hídricos do bioma Cerrado: importância e situação. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (ed.) **Cerrado**: ecologia e flora. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas, 2008. p. 89-106.

MANTOVANI, W.; MARTINS, F. R. Florística do cerrado na Reserva Biológica de Moji Guaçu, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v. 7, n. 1, p. 33-60, 1993.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Revista Holos**, v. 1, edição especial, p. 236-267, 1999.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil**: métodos e estudos de caso. Viçosa: Editora UFV, 2011. 1 v. p. 174-212.

MORO, F. M.; SOUZA, C. V.; OLIVEIRA-FILHO, T. A.; QUEIROZ, L. P.; FRAGA, C. N.; RODAL, M. J. N.; ARAUJO, F. S.; MARTINS, F. R. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NEGREIROS, D.; ESTEVES, D.; FERNANDES, G. W.; BERBARA, R. L. L.; OKI, Y.; VICHATO, M.; CHALUB, C. Growth-survival tradeoff in the widespread tropical shrub *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae) in response to a nutrient gradient. **Tropical Ecology**, v. 55, n. 2, p. 167-176, 2014.

PEREIRA, W.; MELO, W. F. **Manejo de plantas espontâneas no sistema de produção orgânica de hortaliças**. Brasília: Embrapa Hortalícias, 2008. (Circular Técnica, nº 62).

RISSI, M. N. **Regeneração natural de um fragmento de cerrado degradado com a formação de pastagens de braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster)**. 2007. 164 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Botânica) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu. 2007. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/95078>. Acesso em: 22 jun. 2021.

SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria do Meio Ambiente. **Resolução SMA nº 32 de 03 de abril de 2014**. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, 2014.

SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria do Meio Ambiente. **Resolução SMA nº 37 de 04 de abril de 2018**. Dispõe sobre os procedimentos preparatórios para a criação do Mosaico de Unidades de Conservação do Cerrado Paulista, que abrange o Refúgio de Vida Silvestre Aimorés e Área de Relevante Interesse Ecológico - ARIE Leopoldo Coutinho, localizados nos Municípios de Agudos, Bauru e Pederneiras - SP, 2018. Diário Oficial do Estado de São Paulo, 2018.

SHEPHERD, G. J. FITOPAC. Versão 2.1. Campinas: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP. 2010.

SOUZA, V. C.; TOLEDO, C. P.; SAMPAIO, D.; BÍGIO, N. C.; COLLETTA, G. D.; IVANAUSKAS, N. M.; FLORES, T. B. **Guia das plantas da mata atlântica: Floresta Estacional**. Piracicaba: Taxon Brasil, 2019. 61 p.

STEVENS, P. F. **Angiosperm Phylogeny Website**. Version 14. 2001 onwards. Disponível em: <http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/>. Acesso em: 25 mai. 2021.

STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA-FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, n. 4, p. 1-3, 2017.

TIFFNEY, B. H. Seed size, dispersal syndromes, and the rise of the angiosperms: evidence and hypothesis. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 71, n. 2, p. 551-576, 1984.

THE PLANT LIST. Version 1.1. 2013. Disponível em: <http://www.theplantlist.org/>. Acesso em: 25 mai. 2021.

TROPICOS.ORG. MISSOURI BOTANICAL GARDEN. 2021. Disponível em: <http://www.tropicos.org/>. Acesso em: 25 mai. 2021.

VAN der PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin: Springer-Verlag, 1982. 215 p.

VIANI, R. A. G.; VIDAS, N. B.; PARDI, M. M.; CASTRO, D. C. V.; GUSSON, E.; BRANCALION, P. H. S. Animal-dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantations. **Natureza e Conservação**, v. 13, n. 1, p. 41-46, 2015.

VIEIRA, D. L. M.; AQUINO, F. G.; BRITO, M. A.; FERNANDES-BULHÃO, C.; HENRIQUES, R. P. B. Síndromes de dispersão de espécies arbustivo-arbóreas em cerrado *sensu stricto* do Brasil Central e savanas amazônicas. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 2, p. 215-220, 2002.

WEISER, V. de L. **Árvores, arbustos e trepadeiras do cerrado do Jardim Botânico Municipal de Bauru, SP**. 2007. 100 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2007. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/315873>. Acesso em: 25 mai. 2021.

WEISER, V. de L.; GODOY, S. A. P. de Florística em um hectare de cerrado stricto sensu na ARIE-Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v. 15, n. 2, p. 201-212, 2001.

YACHI, S.; LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 96, n. 4, p. 1463-1468, 1999.

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. Síndromes de polinização e dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 3, p. 553-573, 2007.

YOUNG, K. R.; EWEL, J. J.; BROWN, B. J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, v. 71, n. 3, p. 157-163, 1987.