

ISSN Online 2178-5031



Revista do

INSTITUTO FLORESTAL

v. 29 n. 1 jun. 2017

Revista do Instituto Florestal

v. 29 n. 1 p. 1 - 138 jun. 2017

GOVERNADOR DO ESTADO

Geraldo Alckmin

SECRETÁRIO DO MEIO AMBIENTE

Ricardo de Aquino Salles

DIRETOR GERAL DO INSTITUTO FLORESTAL

Luís Alberto Bucci

ISSN Online 2178-5031



Revista do --- **INSTITUTO FLORESTAL**

v. 29 n. 1 p. 1 - 138 jun. 2017

REVISTA DO INSTITUTO FLORESTAL

São Paulo, Instituto Florestal.

1989, 1(1-2)	1999, 11(1-2)	2009, 21(1-2)
1990, 2(1-2)	2000, 12(1-2)	2010, 22(1-2)
1991, 3(1-2)	2001, 13(1-2)	2011, 23(1-2)
1992, 4	2002, 14(1-2)	2012, 24(1-2)
1993, 5(1-2)	2003, 15(1-2)	2013, 25(1-2)
1994, 6	2004, 16(1-2)	2014, 26(1-2)
1995, 7(1-2)	2005, 17(1-2)	2015, 27(1-2)
1996, 8(1-2)	2006, 18	2016, 28(1-2)
1997, 9(1-2)	2007, 19(1-2)	2017, 29(1-
1998, 10(1-2)	2008, 20(1-2)	

A Revista do Instituto Florestal é filiada à Associação Brasileira de Editores Científicos – ABEC.

Fontes de indexação

- Academic Journal Database
- International System of Agricultural Science and Technology – AGRIS
- Directory of Open Access Journal – DOAJ
- Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de America Latina, el Caribe, España y Portugal – Latindex
- Open Access Library – OALib
- Directory of Open Access Scholarly Resources – ROAD
- Sumários de Revistas Brasileiras

Exemplares desta publicação podem ser solicitados ao:

Instituto Florestal
Rua do Horto, 931
02377-000 – São Paulo – SP
Telefone/ Fax: (11) 2231-8555 – ramal: 2043
<http://www.iflorestal.sp.gov.br>
Email: publica@if.sp.gov.br

Tiragem: 400 exemplares

CORPO EDITORIAL/EDITORIAL BOARD

Frederico Alexandre Roccia Dal Pozzo Arzolla – **EDITOR-CHEFE/EDITOR-IN-CHIEF**

Eduardo Luiz Longui – **EDITOR-ASSISTENTE/ASSISTANT EDITOR**

Maurício Ranzini – **EDITOR-ASSISTENTE/ASSISTANT EDITOR**

EDITORES/EDITORS

Adriano Wagner Ballarin <i>FCA – UNESP – Botucatu</i>	Leni Meire Pereira Ribeiro Lima <i>Instituto Florestal</i>
Alexsander Zamorano Antunes <i>Instituto Florestal</i>	Leonardo Alves de Andrade <i>UFPB – Areia</i>
Antonio Ludovico Beraldo <i>FEAGRI – UNICAMP</i>	Marilda Rapp de Eston <i>Instituto Florestal</i>
Carla Daniela Câmara <i>UTFPR – Medianeira</i>	Milton Cezar Ribeiro <i>IB – UNESP – Rio Claro</i>
Claudio de Moura <i>Instituto Florestal</i>	Paulo Andreeto de Muzio <i>Instituto Florestal</i>
Daniela Fessel Bertani <i>Instituto Florestal</i>	Paulo Eduardo Telles dos Santos <i>Embrapa Florestas</i>
Gláucia Cortez Ramos de Paula <i>Instituto Florestal</i>	Roseli Buzanelli Torres <i>Instituto Agronômico de Campinas</i>
Humberto Gallo Júnior <i>Instituto Florestal</i>	Solange Terezinha de Lima-Guimarães <i>IGCE – UNESP – Rio Claro</i>
Ingrid Koch <i>UNICAMP</i>	

CONSELHO EDITORIAL/EDITORIAL COUNCIL

Alain Philippe Chautems – <i>Conservatoire et Jardin Botanique de la ville de Genève, Suíça</i>
Eduardo Salinas Chávez – <i>Universidad de la Habana, Cuba</i>
Fátima Conceição Márquez Piña-Rodrigues – <i>UFSCAR – Sorocaba</i>
George John Shepherd – <i>IB-UNICAMP</i>
Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo – <i>Instituto de Botânica</i>
Miguel Trefaut Urbano Rodrigues – <i>IB-USP</i>
Robin Chazdon – <i>The University of Connecticut, EUA</i>
Sueli Angelo Furlan – <i>FFLCH-USP</i>

REVISÃO DO VERNÁCULO/LÍNGUA INGLESA

PORTUGUESE/ENGLISH REVIWER

Yara Cristina Marcondes

EDITORIAÇÃO GRÁFICA

GRAPHIC EDITING

Filipe Barbosa Bernardino

Yara Cristina Marcondes

REVISÃO FINAL

FINAL REVIEW

Yara Cristina Marcondes

CRIAÇÃO DO LOGO

LOGO DESIGN

Carlos Alberto de Freitas

Priscila Weingartner

TRATAMENTO DE IMAGENS

IMAGE EDITING

Filipe Barbosa Bernardino

Priscila Weingartner

REVISÃO DE LÍNGUA ESPANHOLA

SPANISH REVIWERS

Ivan Suarez da Mota

CRIAÇÃO DA CAPA

COVER ART

Leni Meire Pereira Ribeiro Lima

Regiane Stella Guzzon

ANALISTAS/REFEREES

Ana Carolina Devides Castello
PPG UNESP – câmpus Botucatu

Bruna Gonçalves da Silva

Eduardo Hortal Pereira Barretto
Herbário Municipal/Prefeitura Municipal de São Paulo

Emerson Galvani
Universidade de São Paulo

Fabio Olmos

Gláucia Cortez Ramos de Paula
Instituto Florestal

Gustavo Armani
Instituto Geológico

Israel Luiz de Lima
Instituto Florestal

Leonardo Biral dos Santos
UTFPR – câmpus Santa Helena

Márcio Rossi
Instituto Florestal

Maria Teresa Zugliani Toniato
Instituto Florestal

Maurício Bonesso Sampaio
PPG Universidade Federal de Alfenas

Roque Cielo Filho
Instituto Florestal

Samira Athiê
CETESB – Taubaté

Vanessa Kruth Verdade
Universidade Federal do ABC

SUMÁRIO/CONTENTS

ARTIGOS CIENTÍFICOS/SCIENTIFIC ARTICLES

- Regiões com potencial climático para plantio comercial do guanandi no Brasil. Regions with climatic potential for commercial planting of guanandi in Brazil. Marcos Silveira WREGE; Elenice FRITZSON; Antônio Nassim KALIL FILHO; Ananda Virginia de AGUIAR 7-17
- Riqueza, relevância e estratégias para a conservação de fisionomias campestres do Cerrado no Horto Florestal de Botucatu, SP, Brasil. Richness, relevance and conservation strategies for savanna grasslands in the Horto Florestal of Botucatu, SP, Brazil. Natashi Aparecida Lima PILON; Mário Guilherme de Biagi CAVA; Marco Aurélio NALON; Léo ZIMBACK; Giselda DURIGAN 19-37
- Estrutura populacional de 12 espécies arbóreas de diferentes grupos ecológicos. Population structure of 12 tree species of different ecological groups. Silvana Cristina Pereira Muniz de SOUZA; Flavio Antonio Maes dos SANTOS; Ricardo Ribeiro RODRIGUES; Carlos Alfredo JOLY 39-55
- Influência da adubação NPK no crescimento inicial de *Tectona grandis* L.f. em campo. Influence of NPK fertilization on initial growth of *Tectona grandis* L.f. in field. Cristiane Ramos VIEIRA; Oscarlina Lúcia dos Santos WEBER; José Fernando SCARAMUZZA 57-69
- Herpetofauna da Estação Ecológica de Bauru, um fragmento de Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil. Herpetofauna from Estação Ecológica de Bauru, a fragment of Atlantic Forest in the state of São Paulo, Brazil. Cybele de Oliveira ARAUJO 71-89
- Regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa após oito anos de abandono de atividades agrícolas em Miracatu, Vale do Ribeira, SP. Natural regeneration of the Ombrophylous Dense Forest after eight years of abandonment of agricultural activities in Miracatu, Ribeira Valley, SP. Claudio de MOURA; Waldir MANTOVANI 91-119

NOTAS CIENTÍFICAS/SCIENTIFIC NOTES

- Crescimento e sobrevivência de quatro espécies de *Eucalyptus* spp. em Canoinhas – SC (Nota Científica). Growth and survival of four species of *Eucalyptus* spp. at Canoinhas – SC (Scientific Note). Eraldo Antonio BONFATTI JÚNIOR; Elaine Cristina LENGOWSKI ... 121-127
- Birds consuming fruits of *Varronia curassavica* Jacq. (Boraginaceae) in southeastern Brazil (Scientific Note). Aves consumidoras dos frutos de *Varronia curassavica* Jacq. (Boraginaceae) no Sudeste do Brasil (Nota Científica). Alexsander Zamorano ANTUNES; João Batista BAITELLO; Mariana Lopes CAMPAGNOLI 129-133

REGIÕES COM POTENCIAL CLIMÁTICO PARA PLANTIO COMERCIAL DO GUANANDI NO BRASIL¹

REGIONS WITH CLIMATIC POTENTIAL FOR COMMERCIAL PLANTING OF GUANANDI IN BRAZIL

Marcos Silveira WREGE^{2, 3}; Elenice FRITZSON²;
Antônio Nassim KALIL FILHO²; Ananda Virginia de AGUIAR²

RESUMO – O guanandi, nativo do Brasil, é uma espécie com usos múltiplos, produz madeira de excelente qualidade, muito apreciada no mercado e constitui excelente alternativa ao cultivo do mogno e cedro rosa. É uma espécie muito boa para uso em plantios visando ao reflorestamento ambiental, inclusive na recomposição de florestas ciliares, pelo fato de ser muito procurada pela fauna e por suportar terrenos com nível freático elevado. Apesar das inúmeras vantagens, há poucas informações sobre a espécie, havendo necessidade de aprofundar os estudos, inclusive os relativos ao zoneamento climático. O presente trabalho é importante para auxiliar no planejamento de uso da terra, servindo de base para estudos de zoneamento agrícola de riscos climáticos, importante instrumento de política agrícola para concessão de seguro rural e crédito agrícola. A identificação das regiões com os menores riscos climáticos é ferramenta essencial para auxiliar produtores rurais a conduzirem suas atividades com maior êxito, ao escolher, para cada região, a cultura mais bem adaptada. A geada e a deficiência hídrica são responsáveis pela maioria dos sinistros agrícolas no país, ocasionando perdas econômicas por longos períodos. Assim, este estudo apresenta as diferentes zonas climáticas existentes no Brasil para o cultivo comercial do guanandi, por meio das informações geoespaciais de risco de ocorrência de geadas e de déficit hídrico, mapeadas utilizando SIG. As melhores zonas para o plantio comercial do guanandi foram aquelas com baixos riscos de geada, associadas a um balanço hídrico favorável, o que ocorre em grande parte do Brasil, principalmente na região amazônica e na costa brasileira.

Palavras-chave: zoneamento agrícola; riscos climáticos; planejamento de uso da terra.

ABSTRACT – Guanandi is a woody species native to Brazil with multiple uses, it has a wood of excellent quality, much appreciated in the market and it is a good alternative for the cultivation of mahogany and pink cedar. It is a very good species for use in plantations aiming to the environmental reforestation, including the recomposition of riparian forests, due to the fact that it is very much sought after by the fauna and to support terrains with high water table. Despite the many advantages, there is little information about the species, and there is a need to deepen the studies, including those related to climatic zoning.

¹Recebido para análise em 16.02.2017. Aceito para publicação em 30.03.2017.

²Embrapa Florestas, Estrada da Ribeira, km 111, 83411-000, Colombo, PR, Brasil.

³Autor para correspondência: Marcos Silveira Wrege – marcos.wrege@embrapa.br

The present work is important to assist in land use planning, serving as a basis for agricultural zoning studies of climatic risks, an important agricultural policy instrument for granting rural insurance and agricultural credit. The identification of regions with the lowest climate risks is an essential tool to help rural producers to conduct their activities with greater success, by choosing for each region the best adapted crop. Frost and water deficiency are responsible for most agricultural claims in the country, leading to economic losses. Thus, this study presents the different climatic zones in Brazil suitable for the commercial cultivation of guanandi, identified through the geospatial information of risk of frost occurrence and water deficit, mapped using GIS. The best areas for the guanandi commercial plantation were those with low frost risks associated with a favorable water balance. These conditions occur in much of Brazil, mainly in the Amazon region and on the Brazilian coast.

Keywords: climatic zoning; climatic risks; land use planning.

1 INTRODUÇÃO

O guanandi, *Calophyllum brasiliense* Cambessèdes, espécie nativa do Brasil, pertence à família *Calophyllaceae* (Neri, 2011), gênero *Calophyllum*, que compreende aproximadamente 190 espécies, sendo que somente oito delas ocorrem na América Central e América do Sul (Soerianegara e Lemmens, 1993).

Possui ampla distribuição geográfica, ocorrendo desde a região amazônica até o norte de Santa Catarina, nas florestas Amazônica e Atlântica, sendo comum também em florestas no domínio do Cerrado. Apesar de sua plasticidade ecológica (Kawaguici e Kageyama, 2001), a ocorrência de *C. brasiliense* está sempre associada a solos úmidos ou brejosos (Oliveira-Filho e Ratter, 1995), podendo ser encontrada tanto em florestas primárias densas como em vários estágios da sucessão secundária, entre eles capoeiras e capoeirões (Lorenzi, 1998; Marques e Joly, 2000).

Ocorre desde o México até a América do Sul, sempre em planícies com inundações temporárias (Carvalho, 2003). Possui facilidade de regeneração natural e apresenta-se, não raro, como uma das espécies dominantes, formando os guanandizais ou olandizais.

Tem múltiplas aplicações, possuindo madeira de qualidade muito boa, além de haver uso ainda para sua casca e para o óleo extraído das sementes. Pode ser usada como alternativa, substituindo o mogno e o cedro, que têm problemas com a broca (*Hypsipyla grandella*), a qual inviabiliza os plantios comerciais de ambos.

C. brasiliense não tolera geadas e apresenta melhor crescimento em solos bem drenados, no entanto suporta bem os solos brejosos. Por esse motivo, a drenagem dos solos não é fator limitante. Sua produtividade, medida pelo Incremento Médio Anual – IMA, varia de pouco mais de 8 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, na região Norte do Brasil (Manaus, AM), a 18 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, na Costa Rica. É espécie heliófila, com crescimento monopodial e desrama natural fraca, necessitando de poda dos galhos. É encontrada tanto em floresta primária densa como em vários estágios de sucessão secundária, entre eles capoeiras e capoeirões (Lorenzi, 2002).

Em áreas degradadas, onde espécies introduzidas, como o eucalipto e o pinus, podem não apresentar um bom desenvolvimento, é necessária a exploração de espécies nativas, entre as quais o guanandi. Mas, devido à grande carência de informações, os plantios comerciais são estabelecidos com espécies dos gêneros *Eucalyptus*, *Pinus* e *Tectona* (Evans, 1992), espécies que compõem a maior parte dos reflorestamentos na América Latina, estimado em 11,1 milhões de hectares (Keipi, 1999).

As características que fazem do guanandi uma espécie interessante e com potencial para exploração comercial são: madeira leve a moderadamente densa (0,60 a 0,75 g cm⁻³), com retratibilidade e resistência mecânica médias e estabilidade dimensional média, superfície ligeiramente lustrosa, boa durabilidade e resistência, o que permite seu uso na construção civil e naval, na produção de cabos de ferramentas, móveis finos, dormentes, pontes, postes, chapas, lâminas faqueadas decorativas, barris para depósito de vinhos e

para trabalhos gerais de carpintaria e marcenaria (Carvalho, 2003). É moderadamente durável à podridão branca e marrom e imputrescível dentro da água, sendo utilizada em outros países da América do Sul como alternativa ao mogno e ao cedro. A espécie apresenta ainda potencial medicinal, com vários usos (Isaias et al., 2004; Noldin et al., 2006; Huerta-Reyes et al., 2004; Noldin et al., 2006).

O guanandi tem madeira bastante valorizada, muito acima das madeiras de *Pinus* e *Eucalyptus*. Além disso, é uma espécie que pode ser encontrada em diversas regiões do Brasil pela sua ampla distribuição geográfica, ocorrendo no Amazonas (Ayres, 1995), Bahia (Stannard, 1995), Espírito Santo (Jesus, 1998), Goiás (Ramos e Imaña-Encinas, 2000), Mato Grosso (Pasa et al., 2000), Mato Grosso do Sul (Souza et al., 1997), Minas Gerais (Carvalho et al., 2003), Pará (Montagnini e Muniz-Miret, 1997), Paraná (Souza et al., 1997), Rio de Janeiro (Barros e Callado, 1997), Santa Catarina (Klein, 1969) e São Paulo (Durigan et al., 1999).

O presente estudo é importante para auxiliar no planejamento de uso da terra, servindo de base para estudos de zoneamento agrícola de riscos climáticos, os quais são importantes instrumentos de política agrícola para concessão de seguro rural e crédito agrícola. A identificação das regiões com os menores riscos climáticos é ferramenta essencial para auxiliar produtores rurais a conduzirem suas atividades com maior êxito, ao escolherem, para cada região, a cultura mais bem adaptada. A geada e a deficiência hídrica são responsáveis pela maioria dos sinistros agrícolas no país, ocasionando perdas econômicas por longos períodos.

O objetivo deste trabalho foi realizar um estudo de mapeamento das diferentes zonas climáticas no país para o cultivo comercial do guanandi, indicando as melhores regiões para seu cultivo comercial, por meio das informações geoespaciais de risco de ocorrência de geadas, analisado em conjunto com o balanço hídrico, utilizando para isso sistemas geográficos de informações.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O risco de geadas é um dos grandes problemas para uso do guanandi em plantio comercial. As geadas são comuns nas regiões Sul, Sudeste e parte do Centro-Oeste do Brasil. Neste trabalho, usou-se o risco de ocorrência de geadas como critério de delimitação de zonas para plantio dessa espécie nos estados da região Sul do Brasil e para os estados de São Paulo e Minas Gerais.

Os riscos de geada foram estabelecidos usando a série temporal de dados climáticos fornecidos pelos institutos estaduais de pesquisa do Paraná e do Rio Grande do Sul (Instituto Agrônomo do Paraná – IAPAR e Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária – FEPAGRO), na qual existem dados diários do período-base 1976-2005. Foram usados dados de temperatura mínima do ar e foram calculadas as frequências com temperaturas do ar inferiores a 3 °C no mês mais frio do ano (julho). A frequência foi calculada da seguinte maneira (Equação 1; Tabela 1):

$$\text{frequência de geadas} = (n / 10) \times 100 \quad (\text{Equação 1})$$

Em que:

n: número de dias, a cada 10 dias, em que a temperatura mínima do ar atinge menos de 3 °C no abrigo meteorológico.

Utilizou-se a temperatura mínima do ar de 3 °C no abrigo meteorológico (Grodzki et al., 1996) (situado a 1,5 metro de altura), considerando-se que a mesma está relacionada à ocorrência de geadas, devido ao fenômeno de inversão térmica que ocorre em noites estáveis de inverno, ocasionando um gradiente médio de temperatura entre o abrigo e a relva superior a 4 °C (Silva e Sentelhas, 2001).

Por meio de análise de regressão, os riscos de geadas foram calculados e correlacionados com o modelo do terreno (altitude) e aos modelos de coordenadas geográficas decimais. A equação foi usada em sistema de informações geográficas para mapear os riscos de ocorrência de geadas, calculados a partir de dados organizados e compilados para a região Sul do país por Wrege et al. (2011). Os riscos de geadas também foram calculados para o estado de São Paulo a partir da base de dados do Sul do país, pelo fato de se situar em uma faixa de latitude muito próxima à do Paraná, de acordo com metodologia usada por Wrege et al. (2014).

O modelo do terreno usado foi o GTOPO30, o qual reproduz as cotas altimétricas do Brasil, elaborado pelo serviço geológico dos Estados Unidos (United States Geological Survey, 2011), a partir de imagens de radar. Foram produzidos, também, modelos dos paralelos e dos meridianos, representando o efeito de continentalidade. Os modelos reproduzem a latitude e a longitude do Brasil, na escala 1:250.000, do mesmo modo que o modelo do terreno.

Para as demais regiões do Brasil, foram adotados outros critérios, pelo fato das restrições climáticas serem diferentes. Utilizou-se, assim, o balanço hídrico climático (P-ETP), em que P é o total de precipitação pluviométrica de um mês (mm) e ETP é a evapotranspiração potencial acumulada em um mês (mm), calculada pelo método de Thornthwaite (Thornthwaite, 1948), segundo metodologia feita por Wrege et al. (2011). Utilizou-se a base de dados gerados por Hamada et al. (2008).

Tabela 1. Coeficientes da equação de regressão linear múltipla dos riscos de geada para os estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

Table 1. Coefficients of multiple linear regression of frost risk in the states of São Paulo, Paraná, Santa Catarina and Rio Grande do Sul.

Estados	Coeficientes da equação de regressão			
	α	β	χ	δ
São Paulo e Paraná	-2,8864	-0,1081	-0,004937	0,0005165
Santa Catarina e Rio Grande do Sul	-2,6701	-0,09784	0,001844	0,0004057

Foram somadas as diferenças de P-ETP de cada mês para cada local, totalizando o valor de P-ETP para um ano completo. Quando o valor final foi superior a 400 mm, o local foi considerado favorável para plantio comercial do guanandi em relação à disponibilidade hídrica; quando se situava entre 0 – 400 mm, indicava que o local era considerado marginal e, quando foi inferior a 0 mm, foi considerado indicativo de condição desfavorável ao plantio comercial.

O mapa do balanço hídrico climático foi elaborado usando-se geoestatística, por meio de krigagem por indicação, em que são relacionados os pontos dos locais de ocorrência de cada uma das estações pertencentes à rede de estações meteorológicas com os pontos das estações vizinhas.

Os mapas dos limites estaduais e do limite federal usados foram os do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2001), que são os mapas oficiais do Brasil.

Os mapas foram classificados, delimitando-se as zonas pelos riscos de geadas e de disponibilidade hídrica, necessários ao desenvolvimento do guanandi, citados anteriormente.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Existem poucas informações sobre o guanandi e, até o momento, não existe documento de orientação sobre as melhores regiões para plantio comercial da espécie no Brasil. Este, portanto, é o primeiro documento orientador, contendo mapas das regiões indicadas para plantio comercial com menores riscos climáticos no país.

Os fatores mais importantes a se considerar na definição de zonas com baixos riscos climáticos para plantio de guanandi, no Brasil, são os riscos de geadas e o balanço hídrico, conforme ocorre com a maioria das espécies comerciais cultivadas no país e os zoneamentos agrícolas feitos para essas espécies, indicando as melhores regiões para plantio (Wrege et al., 2014; Fritzsos et al., 2012). Assim, para o desenvolvimento do guanandi, os riscos de geada devem ser inferiores a 10%, o que representa, na média, uma geada a cada 10 anos.

O déficit hídrico não restringe o desenvolvimento da espécie, mas pode ser responsável por reduzir o porte da vegetação e a produtividade, prolongando o tempo para produção e tornando inviável o cultivo comercial nas regiões em que os riscos de estiagem forem muito severos. Pode ser um problema maior nos dois primeiros anos de cultivo, mas as espécies florestais, de modo geral, são capazes de aprofundar o sistema radicular e buscar água em profundidade, o que é mais raro para espécies de ciclo anual de desenvolvimento.

Neste trabalho, definiu-se como crítica a diferença entre precipitação e a evapotranspiração abaixo de 400 mm (Figura 1). Associando-se os dois fatores, risco de geadas e o balanço hídrico, obteve-se áreas favoráveis ao cultivo comercial do guanandi, que são bastante extensas (Figura 2), em função da grande plasticidade ecológica da espécie (Kawaguici e Kageyama, 2001), que tem possibilidade de cultivo nas regiões de clima tropical, como é o caso da Amazônia e da zona costeira do Sul do país, incluindo o litoral do Paraná e de Santa Catarina.

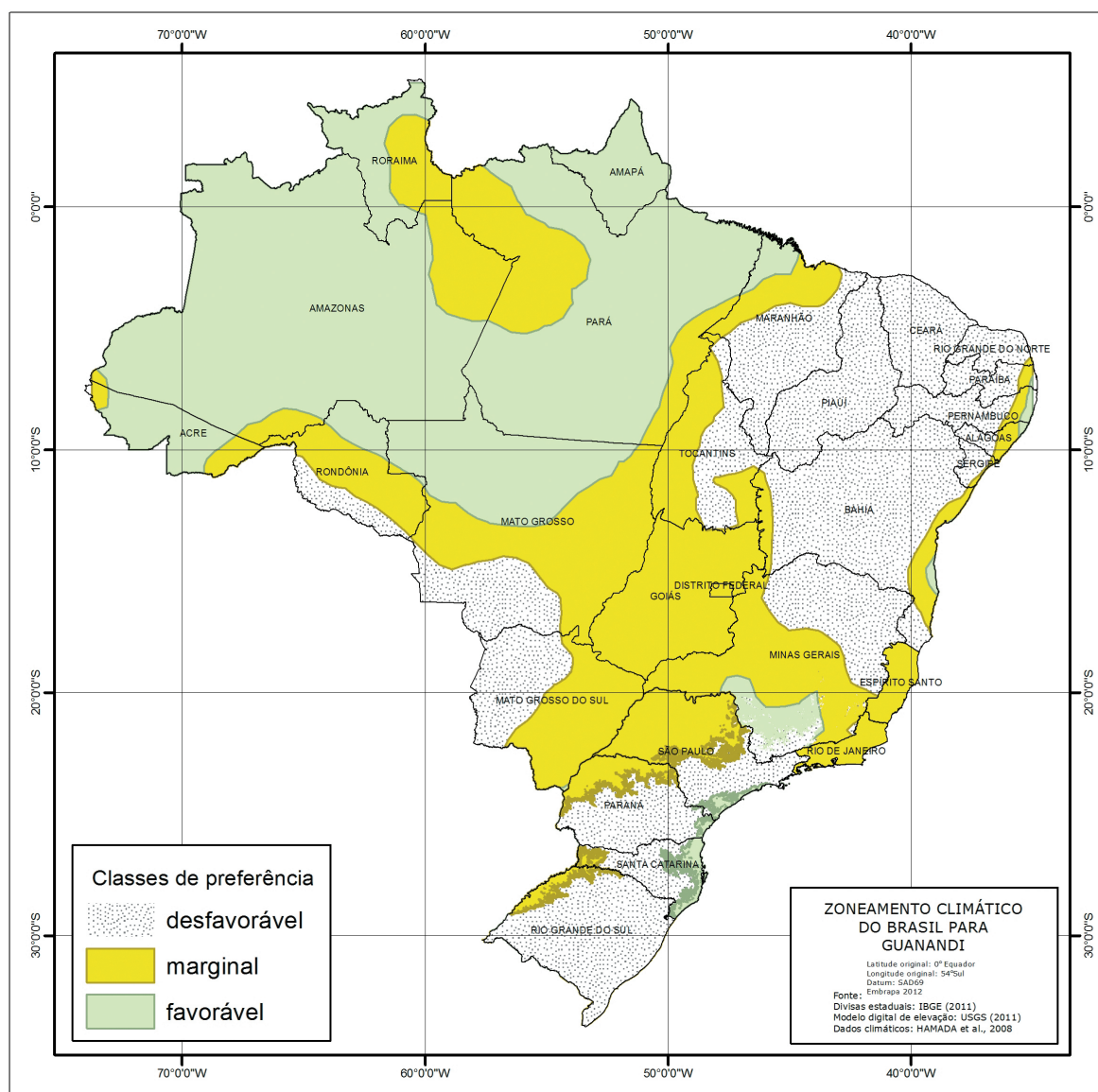


Figura 1. Delimitação de regiões favoráveis para plantio comercial de guanandi no Brasil.

Figure 1. Delineation of favorable areas for commercial planting of guanandi in Brazil.

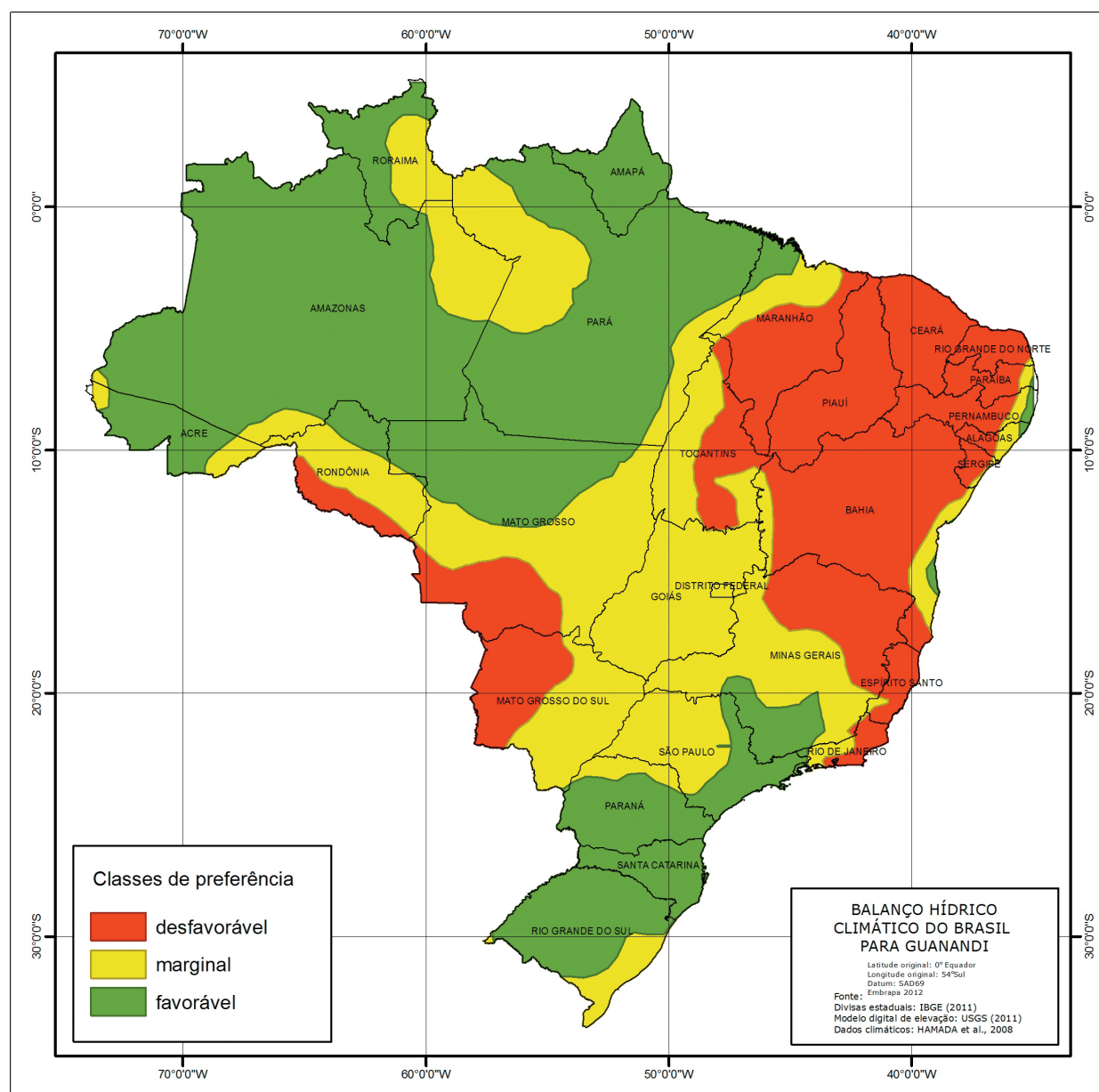


Figura 2. Classes de preferência para plantios comerciais de guanandi no Brasil, caracterizadas pelo balanço hídrico climático (P-ETP).

Figure 2. Classes of preference for commercial guanandi planting in Brazil, characterized by climatic water balance (P-ETP).

No Sul do país, onde o clima subtropical é predominante, a espécie pode ser cultivada em algumas regiões onde os riscos de geadas são menores (figuras 3 a 5). Em quase toda a região, o balanço hídrico é favorável para o desenvolvimento do guanandi (Wrege et al., 2011). Assim, as zonas litorâneas dos estados do Paraná e de Santa Catarina são favoráveis,

pois possuem clima subtropical/tropical, em que as temperaturas, totais pluviométricos e umidade relativa do ar são maiores, praticamente sem ocorrência de geadas e de períodos de estiagem. O guanandi, inclusive, ocorre espontaneamente como espécie pioneira nas formações de influência fluvial do litoral paranaense (Carvalho, 2003).

WREGE, M. S. et al. Regiões para plantio do guanandi.

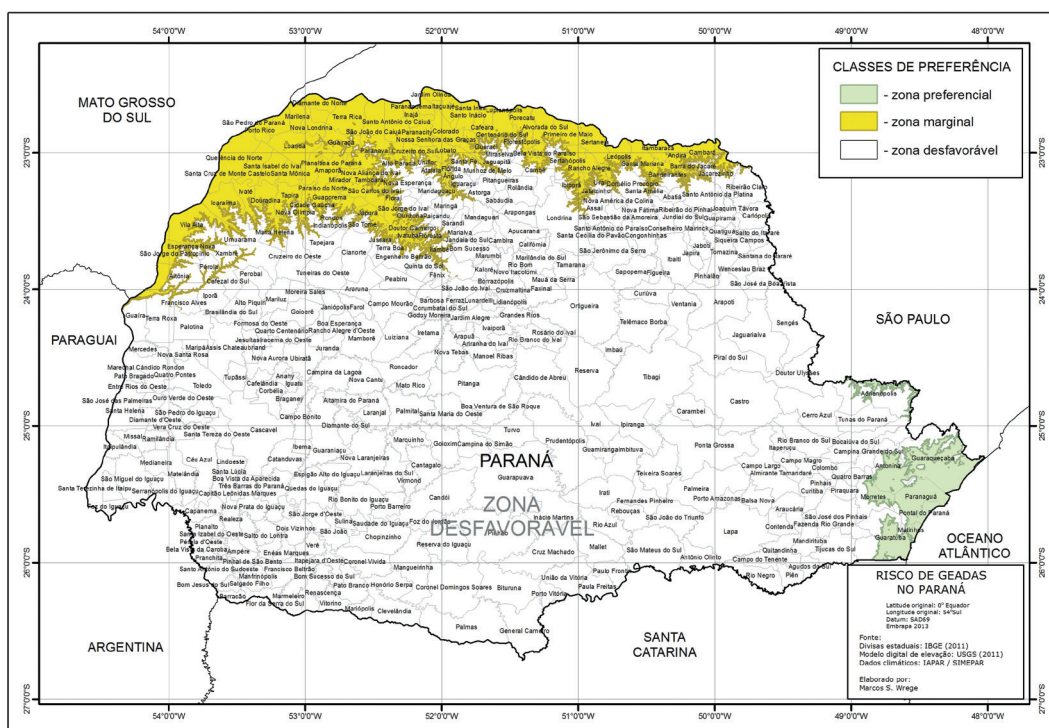


Figura 3. Delimitação das zonas favoráveis para plantio de guanandi no estado do Paraná quanto aos riscos de geada.

Figure 3. Delineation of favorable areas for planting guanandi in the state of Paraná according to the risks of frost.

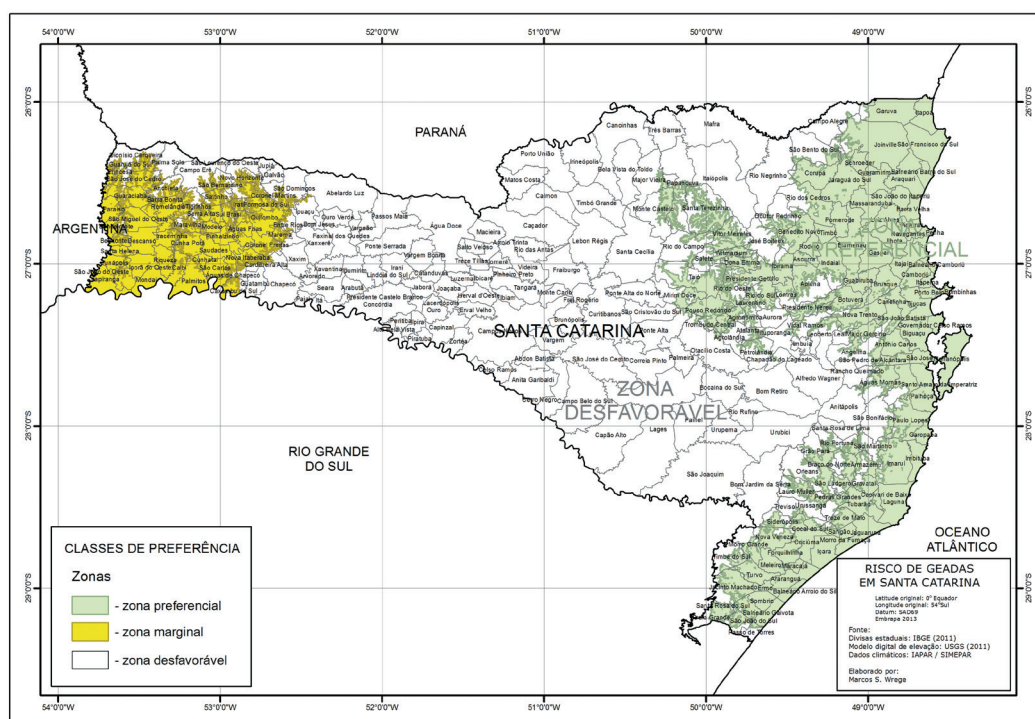
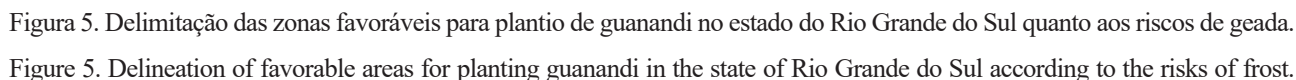


Figura 4. Delimitação das zonas favoráveis para plantio de guanandi no estado de Santa Catarina quanto aos riscos de geada.

Figure 4. Delineation of favorable areas for planting guanandi in the state of Santa Catarina according to the risks of frost.



é marginal para o estabelecimento de plantios comerciais de guanandi, por apresentar períodos de estiagem.

No Rio Grande do Sul, não há zona preferencial, sendo que a maior parte do estado é desfavorável para o desenvolvimento comercial da espécie, existindo apenas área marginal na região do Vale do Uruguai, onde predomina relevo de pequena altitude devido à calha do rio Uruguai e a temperatura, assim, é maior e o risco de geada, menor (Figura 5).

São Paulo (Figura 6) apresenta a maior área como marginal para o cultivo comercial do guanandi, sendo que na região centro-oeste do estado, as temperaturas do ar são maiores e o risco de geadas é menor ($< 10\%$). Contudo, a região é de transição para o Cerrado e o total pluviométrico é reduzido, o que pode influenciar na produtividade dos cultivos comerciais. Nas zonas de maior altitude, superiores a 700 m, o risco de geadas é maior ($> 10\%$), uma vez que a temperatura diminui com a maior altitude, de acordo com o gradiente específico de cada local (Fritzsons et al, 2008), tornando o plantio comercial do guanandi uma atividade de risco.

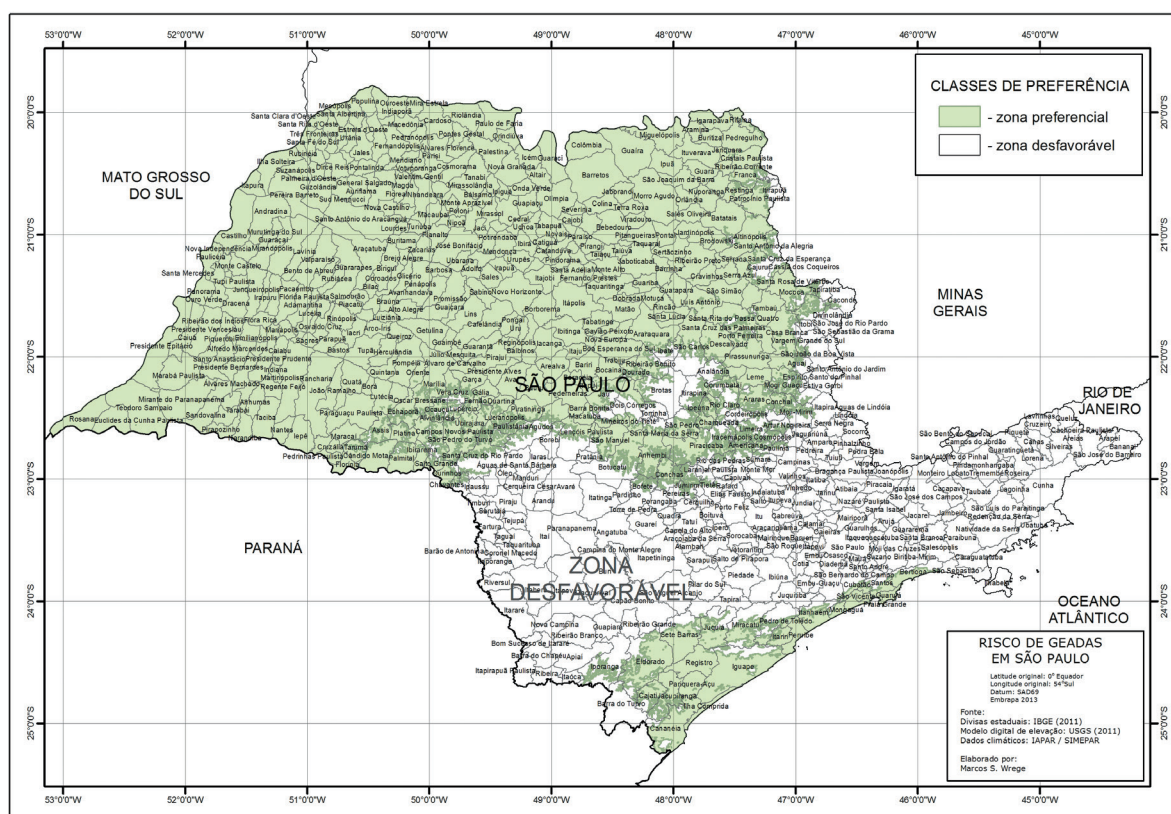


Figura 6. Delimitação das zonas favoráveis para plantio de guanandi no estado de São Paulo quanto aos riscos de geada.

Figure 6. Delineation of favorable areas for planting guanandi in the state of São Paulo according to the risks of frost.

Na região oeste de São Paulo, ocorrem restrições pelo aumento dos riscos de estiagem, assim como ocorre no noroeste do Paraná. A temperatura é favorável para o desenvolvimento do guanandi, em função da latitude e da menor altitude. Nessa região, marginal para o desenvolvimento da espécie em função da deficiência hídrica, os plantios precisam ser feitos com mudas vigorosas, no início da estação chuvosa, após o período de ocorrência de geadas.

Nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, nos limites de transição das zonas favoráveis, ou marginais, para as desfavoráveis, são necessários cuidados maiores na implantação dos plantios, principalmente nas baixadas e fundos de vale, onde pode existir acúmulo de ar frio com a queda de temperatura nas horas mais frias do dia e zonas onde podem existir corredores de ventos frios. Nesses locais, de preferência, deve-se escolher as faces norte, noroeste ou nordeste, onde as temperaturas são maiores, evitando-se a face sul, sempre que possível.

Para reduzir os riscos de geada para o guanandi, deve-se realizar o transplante preferencialmente após o período crítico de ocorrência de geadas.

O período crítico se estende entre maio e setembro na região Sul e de maio a agosto na região Sudeste.

Nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul ainda chegam frentes frias, embora mais fracas que nas regiões Sul e Sudeste do país, representando baixo risco de geadas.

Nas regiões onde predominam o Cerrado e o clima Semiárido, ocorrem períodos de estiagem severa capazes de reduzir a produção das espécies florestais. Na região amazônica, onde ocorre maior precipitação, o volume total pluviométrico é variável, ocorrendo menos chuvas no leste de Roraima, nordeste do Amazonas e noroeste do Pará, com maiores riscos de estiagens.

Este trabalho é um estudo das zonas consideradas melhores, no aspecto climático, para o estabelecimento de plantios comerciais com guanandi. No entanto, é importante considerar que o êxito dos plantios comerciais dessa espécie depende não somente das boas condições climáticas, mas também de boas condições dos solos. A espécie normalmente aparece associada a solos úmidos e mal drenados, ocorrendo naturalmente nos brejos (Oliveira-Filho e Ratter, 1995).

4 CONCLUSÕES

O guanandi pode ser usado para plantios comerciais em regime de silvicultura intensiva em algumas regiões do Brasil. Existem regiões que são mais adequadas para o plantio comercial. São aquelas onde o clima é mais quente, com menores riscos de ocorrência de geadas, onde as estiagens são menos frequentes e a disponibilidade hídrica é suficiente para atender à demanda da cultura, o que inclui a zona costeira do Sul do país.

No Sul do Brasil, a região costeira é a mais indicada para a silvicultura intensiva com o guanandi, representada pelas maiores temperaturas. Basicamente, não existe restrição, para o cultivo comercial, pelo déficit hídrico.

Nas demais regiões do país, onde as regiões são marginais por restrições hídricas, o plantio sempre deve ser feito no período da estação chuvosa, reduzindo os riscos de perdas causadas pela estiagem nos primeiros anos de cultivo.

O conhecimento existente atualmente sobre o guanandi é insuficiente para indicá-lo como alternativa ao plantio comercial de pinus e eucalipto, embora seu futuro pareça ser promissor, pois ainda são necessárias pesquisas mais avançadas, nas quais sejam desenvolvidas técnicas culturais que permitam maior produtividade com menor custo de produção.

5 AGRADECIMENTOS

Aos curadores do Museu Paraense Emílio Goeldi, Dra. Ione Bemerguy e Dr. Ricardo de Souza Secco, à pesquisadora Dra. Maria Lucia Absy e ao curador do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Dr. Mike Hopkins, pelos dados de ocorrência do guanandi no Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AYRES, J.M. **As matas de várzea do Mamirauá:** Médio Rio Solimões. 2. ed. Brasília, DF: CNPq; Tefé: Sociedade Civil Mamirauá, 1995. 123 p. (Estudos do Mamirauá, 1).

BARROS, C.F.; CALLADO, C.H. (Org.). **Madeira da Mata Atlântica:** anatomia do lenho de espécies ocorrentes nos remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro – Brasil. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 1997. v. 1.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas. 2003. 1.039 p.

DURIGAN, G. et al. Regeneração natural de vegetação de cerrado sob floresta de *Eucalyptus citriodora*. **Revista do Instituto Florestal**, v. 9, n. 1, p. 71-85, 1999.

EVANS, J. **Plantation forestry in the tropics.** 2nd ed. Oxford: Clarendon Press, 1992. 403 p.

FRITZSONS, E. et al. Zoneamento climático para plantio experimental de *Pinus maximinoi* no Estado de São Paulo. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, p. 79-92, 2012.

_____.; MANTOVANI, L.E.; AGUIAR, A.V. Relação entre altitude e temperatura: uma contribuição ao zoneamento climático no Estado do Paraná. **Revista de Estudos Ambientais**, 2008. Disponível em: <<http://proxy.furb.br/ojs/index.php/rea/article/view/902>>. Acesso em: 14 maio 2013.

GRODZKI, L.; CARAMORI, P.H.; BOOTSMA, A. Risco de ocorrência de geada no Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 4, n. 1, p. 93-99, 1996.

HAMADA, E. et al. Cenários climáticos futuros para o Brasil. In: GHINI, R.; HAMADA, E. (Org.). **Mudanças climáticas:** impactos sobre doenças de plantas no Brasil. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. v. 1, p. 25-73.

HUERTA-REYES, M. et al. HIV-1 inhibitory compounds from *Calophyllum brasiliense* leaves. **Biological Pharmacology Bulletin**, v. 27, n. 9, p. 1471-1475, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Malha municipal digital do Brasil:** 2001. Rio de Janeiro, 2001. CD-rom.

JESUS, R.M. A reserva florestal de Porto Seguro. In: CONGRESSO FLORESTAL ESTADUAL, 6., 1988, Nova Prata. **Anais...** Nova Prata: Prefeitura Municipal de Nova Prata: Meridional, 1988. v. 1, p. 113-164.

KAWAGUICI, C.B.; KAGEYAMA, P.Y. Diversidade genética de três grupos de indivíduos (adultos, jovens e plântulas) de *Calophyllum brasiliense* em uma população de mata de galeria. **Scientia Forestalis**, v. 59, p. 131-143, 2001.

- KEIPI, K. Introduction. Forest resource policy in Latin America. In: KEIPI, K. (Ed.). **Inter-American Development Bank**. Washington, D.C.: John Hopkins University Press, 1999. p. 1-10.
- KLEIN, R.M. Árvores nativas da Ilha de Santa Catarina. **Insula**, n. 3, p. 3-93, 1969.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 1998. 352 p.
- _____. **Árvores brasileiras**. Nova Odessa: Plantarum, 2002. 368 p.
- MARQUES, M.C.M.; JOLY, C.A. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. em floresta higrófila do Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 1, p. 107-112, 2000.
- MONTAGNINI, F.; MUNIZ-MIRET, N. Vegetación y suelos de las planicies inundables del estuário amazónico: una comparación de bosques de “varzea” y “terra firme” en Pará, Brasil. **Agrotropica**, v. 9, n. 3, p. 107-118, 1997.
- NOLDIN, V.F.; ISAIAS, D.B.; CHINEL FILHO, V. Gênero *Calophyllum*: importância química e farmacológica. **Química Nova**, v. 29, n. 3, p. 549-554, 2006.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RATTER, J.A. A study of the origin of Central Brazilian forests by the analysis of plants species distribution patterns. **Journal of Botany**, v. 52, n. 2, p. 141-194, 1995.
- PASA, M.C. et al. Repertório etnobotânico do guanandi (*Calophyllum brasiliense* Camb. – Guttiferae). In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 51., 2000 1998, Salvador. **Resumos...** Brasília, DF: Sociedade Botânica do Brasil, 2000. p. 200.
- RAMOS, E.O.L.; IMAÑA-ENCIMAS, J. Fitossociologia da mata de galeria estivinha no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. In: CONGRESSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAL SOBRE FLORESTAS, 6., 2000, Porto Seguro. **Resumos Técnicos...** Rio de Janeiro: Instituto Ambiental Biofera, 2000. p. 306.
- SILVA, J.G.; SENTELHAS, P.C. Diferença de temperatura mínima do ar medida no abrigo e na relva e probabilidade de sua ocorrência em eventos de geada no Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 9, n.1, p. 9-15, 2001.
- SOERIANEGARA, I.; LEMMENS, R.H.M.J. *Calophyllum* L. **Plant Resources of South-East Asia**, v. 5, n. 1, p. 114-119, 1993.
- SOUZA, M.H.; MAGLIANO, M.M.; CAMARGOS, J.A.A. **Madeiras tropicais brasileiras**. Brasília DF: Ibama, Laboratório de Produtos Florestais, 1997. 152 p.
- STANNARD, B.L. **Flora of the Pico das Almas: Chapada Diamantina, Bahia, Brazil**. Kew: Royal Botanical Gardens, 1995. 853 p.
- THORNTHWAITE, C.W. An approach toward a rational classification of climate. **Geographical Review**, v. 38, p. 55-94, 1948.
- UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. Survey National Mapping Division. **Global 30 arc second elevation data**. 1999. Disponível em: <<http://edcwww.cr.usgs.gov/landdaac/gtopo30/gtopo30.html>>. Acesso em: 10 jul. 2011.
- WREGE, M.S. et al. **Atlas climático da região Sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2011. v. 1, 332 p.
- _____. et. al. Pinus tropical com potencial para uso em plantios comerciais no Brasil. **Revista do Instituto Florestal**, v. 26, p. 137-145, 2014.

**RIQUEZA, RELEVÂNCIA E ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO DE
FISIONOMIAS CAMPESTRES DO CERRADO NO HORTO FLORESTAL DE
BOTUCATU, SP, BRASIL¹**

**RICHNESS, RELEVANCE AND CONSERVATION STRATEGIES FOR SAVANNA
GRASSLANDS IN THE HORTO FLORESTAL OF BOTUCATU, SP, BRAZIL**

Natashi Aparecida Lima PILON^{2,5}; Mário Guilherme de Biagi CAVA³;
Marco Aurélio NALON⁴; Léo ZIMBACK⁴; Giselda DURIGAN⁴

RESUMO – As fitofisionomias campestres e as plantas do estrato herbáceo-arbustivo têm sido pouco estudadas em todo o mundo e, pelo seu desconhecimento, poucos esforços têm sido empreendidos em sua conservação. Visando contribuir para preencher esta lacuna, efetuamos a caracterização florística e do espectro biológico das fisionomias campo sujo e campo limpo úmido em um remanescente de vegetação de Cerrado no Horto Florestal de Botucatu, SP. Registramos, no total, 210 espécies, sendo a maioria ervas (61%), seguidas de arbustos (17%) e subarbustos (17%). Espécies arbóreas representam apenas 6% da riqueza da flora local. Apenas 12 espécies foram comuns às duas fisionomias, indicando alta especificidade de habitat (alta diversidade beta). O campo sujo apresentou maior riqueza de espécies e diversidade de formas de vida, mas o número de famílias foi maior no campo úmido. Entre as espécies observadas, seis estão ameaçadas de extinção no estado de SP e no Brasil: *Evolvulus fuscus* Meisn., *Curtia tenuifolia* (Aubl.) Knobl., *Camarea hirsuta* A.St-Hil., *Andropogon hypogynus* Hack., *Richardia stellaris* (Cham. & Schltdl.) Steud. e *Xyris brevifolia* Michx. Embora a área estudada seja pequena, com 33,88 ha de extensão, sujeita a impactos diversos devido à sua localização na zona urbana do município, a elevada biodiversidade ainda existente nesta rara amostra remanescente das fisionomias campestres de Cerrado no estado de São Paulo fortalece sua relevância para a conservação do bioma e a recomendação de que seja categorizada como Estação Ecológica.

Palavras-chave: campo limpo úmido; campo sujo; formas de vida; levantamento florístico.

¹Recebido para análise em 18.05.2016. Aceito para publicação em 15.04.2017.

²Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Caixa Postal 6109, 13083-865, Campinas, SP, Brasil.

³Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Departamento de Ciência Florestal, Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal, Caixa Postal 237, 18610-307, Botucatu, SP, Brasil.

⁴Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, SP, Brasil.

⁵Autor para correspondência: Natashi Aparecida Lima Pilon – natashipilon@gmail.com

ABSTRACT – Tropical grassy biomes and the small plants forming the ground layer have been rarely assessed in the entire world. Unknown, they have been globally neglected by science and conservation policies. Aiming at filling this gap, we assessed the plant species composition and the biological spectrum of dry and wet grasslands within a small remnant of Cerrado vegetation, in Botucatu, SP, Brazil. We recorded 210 species, from which 61% are herbs, 17% shrubs and 17% subshrubs. Woody species represent just 6% of the total richness. Only 12 species occurred in both physiognomies, an evidence of high habitat specificity (high beta diversity). Species richness and diversity of life forms were higher in the dry environments, while the number of families was higher in the wet grassland. Among the observed species, six are under risk of extinction in SP state or in the whole country: *Evolvulus fuscus* Meisn., *Curtia tenuifolia* (Aubl.) Knobl., *Camarea hirsuta* A.St-Hil., *Andropogon hypogynus* Hack., *Richardia stellaris* (Cham. & Schltdl.) Steud. and *Xyris brevifolia* Michx. In spite of the small size of this area (33.88 ha) and the pressures due to the proximity to the urban zone, it still preserves high biodiversity. Therefore, these results strengthen the importance of this rare remnant of grassland vegetation in São Paulo state for conservation of Cerrado biodiversity and support its categorization as an Ecological Station.

Keywords: wet grassland; dry grassland; life forms; floristic survey.

1 INTRODUÇÃO

O conhecimento sobre a estrutura e funcionamento de vegetações savânicas e campestres ainda é escasso quando comparado com sistemas florestais (Parr et al., 2014). Esses tipos de vegetação ocupam 20% da superfície terrestre, desempenhando ampla gama de serviços ecossistêmicos, dos quais podemos destacar a manutenção dos recursos hídricos, abrigo para flora e fauna silvestre e armazenamento de carbono, especialmente no solo (Scholes e Archer, 1997; Werf et al., 2010). No entanto, em todo o planeta, esses ecossistemas estão sendo rapidamente perdidos por ações antrópicas, como a conversão para uso agropecuário, invasões biológicas, supressão de distúrbios naturais (e.g., fogo e pastoreio) ou, então, sendo substituídas por plantações florestais (Veldman et al., 2015a; Veldman et al., 2015b). A negligência com a conservação dos ecossistemas não florestais, tanto em escala global quanto nacional, é reflexo de um arcabouço jurídico ineficaz para sua devida proteção (Overbeck et al., 2007; Overbeck et al., 2015; Roselon et al., 2015).

O Cerrado está internacionalmente incluído entre os chamados “Tropical Grassy Biomes” – TGBs, que incluem as savanas da África, da Austrália, além de outros ecossistemas não florestais distribuídos nos trópicos. Os TGBs são distintos de outros tipos de vegetação pela presença de gramíneas C_4 e pela recorrente passagem de fogo (Scholes e Archer, 1997; Parr et al., 2014). O fogo é o principal fator responsável pela manutenção desses ecossistemas e pelos atributos das espécies que os compõem, que são adaptadas e, às vezes, dependentes das queimadas (Maurin et al., 2014; Simon et al., 2009; Simon e Pennington, 2012). Pouco se conhece sobre a vegetação campestre do Cerrado, quer seja em sua composição, estrutura ou funcionamento, uma vez que a literatura existente é quase que exclusivamente composta por levantamentos florísticos e fitossociológicos considerando apenas o seu componente lenhoso (Walter et al., 2015). São raros os estudos tratando da caracterização de fisionomias campestres do Cerrado e de seu estrato herbáceo-arbustivo (Tannus e Assis, 2004; Meira-Neto et al., 2007; Munhoz e Felfili, 2007; Santos e Munhoz, 2012), de modo que falta conhecimento para fornecer respaldo científico às ações de conservação dessa vegetação.

Grande parte dos remanescentes naturais de Cerrado concentra-se na porção central e norte do seu domínio de ocorrência, restando muito pouco de sua cobertura original nos estados de Mato Grosso do Sul, Paraná e São Paulo (32%, 32% e 13%, respectivamente, em 2002) (Sano et al., 2009). No estado de São Paulo, essa vegetação ocupava aproximadamente 14% do território no século XX (Kronka et al., 2005), sendo que a situação é ainda mais grave para as fisionomias campestres, que estão presentes em pequenas áreas e em apenas 10% dos fragmentos remanescentes de Cerrado (Durigan e Ratter, 2006). São poucas as unidades de conservação de proteção integral que preservam fisionomias campestres do Cerrado no estado de São Paulo, destacando-se, pela extensão e estado de conservação, a Estação Ecológica de Itirapina, Estação Ecológica de Santa Bárbara e Parque Estadual do Juquery, cujas áreas de campo, somadas, protegem menos de 3.000 ha dessa vegetação. Diante desse cenário, os remanescentes de fisionomias campestres de Cerrado ainda existentes no estado deveriam ser considerados prioritários para conservação.

Embora existam alguns estudos sobre os remanescentes de Cerrado na região de Botucatu, estado de São Paulo (e.g., Silberbauer-Gottsberger et al., 1977; Ishara et al., 2008; Ishara et al., 2011), seguindo a tendência observada no país como um todo (Walter et al., 2015), nenhum deles tratou das fisionomias campestres. O Horto Florestal de Botucatu possui áreas de campo sujo e campo limpo úmido nunca amostradas, assim como ocorre em outros remanescentes destas fitofisionomias no estado de São Paulo. Portanto, visando contribuir para o conhecimento sobre a vegetação campestre do Cerrado no seu limite austral, realizamos levantamento florístico e caracterizamos os grupos funcionais a que pertencem as espécies observadas, quanto às formas de vida, em campo sujo e campo limpo úmido no Horto Florestal de Botucatu, SP.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em remanescente de Cerrado com área de 33,88 ha, localizado no município de Botucatu-SP, entre as coordenadas 22°55'55" e 22°56'39"S e 48°27'19" e 48°27'33"W, com altitude entre 819 e 864 m, na bacia hidrográfica do rio Pardo. Por meio do Decreto Estadual nº 46.230, de 4 de maio de 1966, essa área foi destinada à criação do Horto Florestal de Botucatu e encontra-se sob a administração do Instituto Florestal, órgão da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. A destinação estabelecida pelo Decreto nunca se concretizou, uma vez que nenhuma obra ou intervenção foi ali realizada, tendo sido preservados os ecossistemas naturais. A área possui diferentes tipos de solo: i) latossolo vermelho distrófico típico, ii) cambissolo háplico e iii) gleissolo háplico (Lima, 2010). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é Cfa – quente e úmido com inverno seco, sujeito a geadas esporádicas (Alvares et al., 2013). A temperatura média dos meses mais frios é de 18 °C e a dos meses mais quentes ultrapassa 22 °C. De acordo com dados pluviométricos coletados na Fazenda Morrinhos (22°59'00"S, 48°37'00"W, altitude 760 m), localizada a aproximadamente 16 km da área de estudo, a precipitação média anual na região, entre os anos de 1972 e 2000, foi de 1.459 mm, sendo agosto o mês com menor média pluviométrica (36 mm) e janeiro o mês com maior média pluviométrica (240 mm) (Banco de Dados Hidrológicos do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo – DAEE). Segundo a classificação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2012), a vegetação no interior do Horto Florestal de Botucatu compreende savana arborizada e savana gramíneo-lenhosa, com floresta-de-galeria ao longo do córrego que delimita a área a leste. Segundo a classificação de Ribeiro e Walter (2008), adotada neste estudo, a vegetação local compreende campo sujo e campo limpo úmido, além da mata de galeria inundável (Figura 1).

Este estudo tratou apenas das fisionomias campestres campo sujo e campo limpo úmido, presentes no interior Horto (Figura 2).

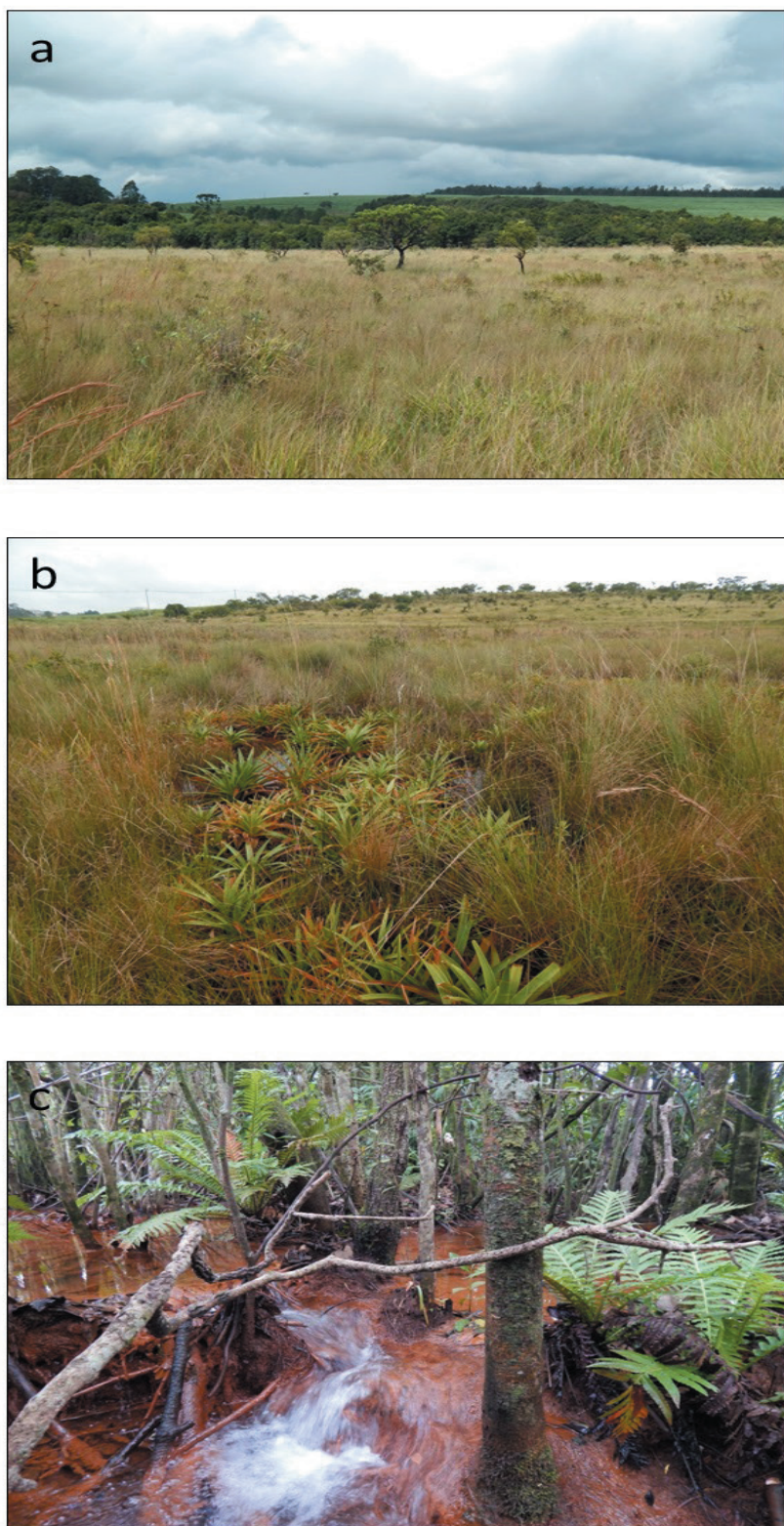


Figura1. Fitofisionomias existentes no Horto Florestal de Botucatu: a) campo sujo, b) campo limpo úmido, c) mata de galeria inundável.

Figure 1. Phytofisiognomies occurring at the Horto Florestal of Botucatu: a) dry grassland, b) wet grassland, c) flooded gallery forest.

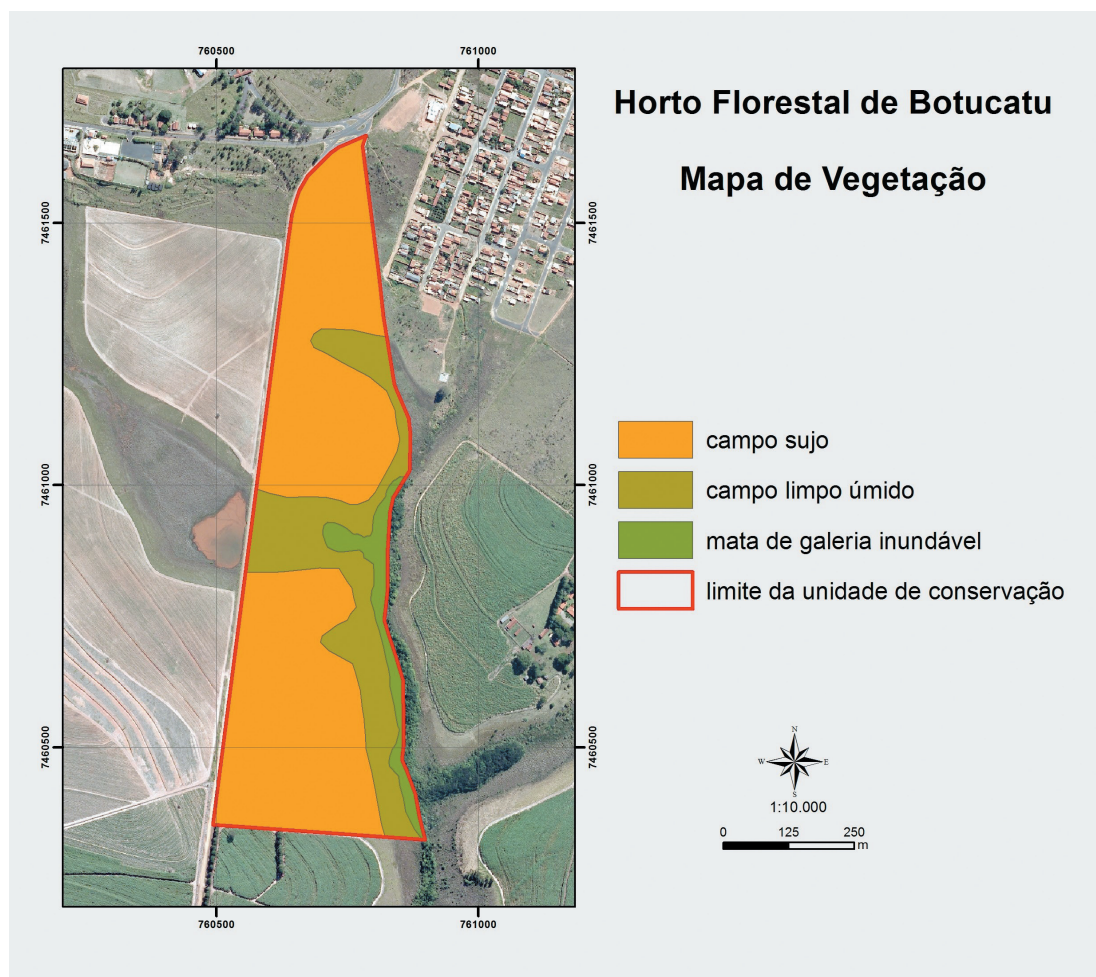


Figura 2. Distribuição espacial dos tipos fitofisionômicos do Cerrado no Horto Florestal de Botucatu, SP.

Figure 2. Spatial distribution of Cerrado vegetation types in the Horto Florestal of Botucatu, SP, Brazil.

2.2 Caracterização da Composição Florística e do Espectro Biológico

Registramos todas as espécies vegetais observadas ao longo de dez horas de caminhadas aleatórias por toda a área ocupada por vegetação campestre no interior do Horto, realizadas no mês de março de 2016. Para cada espécie observada, registramos o hábito, informação posteriormente confirmada na literatura (Durigan et al., 2004; Flora do Brasil 2020). A atualização da nomenclatura, bem como as formas de vida, foram obtidas por meio do pacote flora (Carvalho, 2016), no software R (R Development Core Team, 2014). As espécies foram identificadas em campo e, nos casos em que isto não foi possível, coletamos material para identificação posterior com base na literatura e por comparação com material de herbário.

Para cada espécie, verificamos o status de ameaça segundo os dados da Flora do Brasil 2020 e segundo a Lista Oficial de Espécies Ameaçadas para o Estado de São Paulo (São Paulo, 2016). Destacamos as espécies que possuem menos de dez registros de coleta no estado de São Paulo depositadas em coleções oficiais disponíveis na base de dados SpeciesLink (2016). Utilizamos a classificação de formas de vida proposta por Grime (2006), para elaborar um histograma representativo do espectro biológico florístico de cada uma das duas fisionomias campestres, com base na proporção da riqueza correspondente a cada forma de vida. Após verificarmos a forma de vida com maior número de espécies, exploramos, dentro deste grupo, a diversidade taxonômica por família (número de espécies por família) por meio de análises gráficas.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Registramos, no total, 210 espécies, das quais 139 foram exclusivas do campo sujo e 59 só ocorreram no campo limpo úmido, com apenas 12 espécies comuns a ambas as fisionomias (Tabela 1),

evidenciando elevada especificidade de hábitat e, portanto, alta diversidade beta (Whittaker, 1972) para a área como um todo. A riqueza de espécies (Tabela 1) e a diversidade de formas de vida (Figura 3) foram superiores no campo sujo, mas o número de famílias de plantas herbáceas (Figura 4) foi maior no campo úmido.

Tabela 1. Espécies vegetais ocorrentes nas fisionomias campestres de Cerrado no Horto Florestal de Botucatu, SP, Brasil, categorizadas pela forma de vida, fisionomias em que ocorrem (campo sujo – CaS e campo limpo úmido – CaU), status de ameaça para o Brasil (AB), segundo a Flora do Brasil 2020 (LC: Pouco preocupante, NT: Quase ameaçada, DD: Deficiente de dados), status de ameaça segundo a Lista Oficial de Espécies Ameaçadas do Estado de São Paulo (ASP) (CR: Em perigo crítico, EN: Em perigo, VU: Vulnerável). Destaque em negrito para espécies com menos de dez registros no estado de SP em coleções botânicas.

Table 1. Plant species recorded in Cerrado grasslands in the Horto Florestal of Botucatu, SP, Brazil, categorized by life forms, physiognomies of occurrence (dry grassland – CaS and wet grassland – CaU), status of threat for Brazil (AB), according to Flora do Brasil 2020 (LC: Least concern, NT: Near Threatened, DD: Data Deficient), status according to the Official List of Endangered Flora Species for São Paulo State (ASP) (CR: Critically endangered, EN: Endangered, VU: Vulnerable). In bold, species with less than ten records in São Paulo state in botanical collections.

Espécies	Família	Forma de vida	CaS	CaU	AB	ASP
<i>Ruellia bulbifera</i> Lindau	Acanthaceae	Erva	X		LC	
<i>Ruellia multifolia</i> var. <i>viscossissima</i> (Nees) C.Ezcurra	Acanthaceae	Erva	X			
<i>Echinodorus grandiflorus</i> (Cham. & Schltr.) Micheli	Alismataceae	Erva		X		
<i>Gomphrena graminea</i> Moq.	Amaranthaceae	Subarbusto	X		LC	
<i>Gomphrena macrocephala</i> A.St.-Hil.	Amaranthaceae	Subarbusto	X		LC	
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Annonaceae	Arbusto	X		LC	
<i>Annona nutans</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr.	Annonaceae	Subarbusto	X			
<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	Annonaceae	Arbusto	X			
<i>Eryngium ebracteatum</i> Lam.	Apiaceae	Erva		X		
<i>Eryngium elegans</i> Cham. & Schltdl.	Apiaceae	Erva		X		
<i>Eryngium juncifolium</i> (Urb.) Mathias & Constance	Apiaceae	Erva	X			
<i>Forsteronia glabrescens</i> Müll.Arg.	Apocynaceae	Trepadeira	X			
<i>Mandevilla longiflora</i> (Desf.) Pichon	Apocynaceae	Subarbusto	X			
<i>Mandevilla pohliana</i> (Stadelm.) A.H.Gentry	Apocynaceae	Subarbusto	X			
<i>Butia paraguayensis</i> (Barb.Rodr.) Bailey	Arecaceae	Palmeira	X		LC	
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Asteraceae	Erva	X			
<i>Aspilia foliacea</i> (Spreng.) Baker	Asteraceae	Erva	X			
<i>Aspilia reflexa</i> (Sch.Bip. ex Baker) Baker	Asteraceae	Subarbusto	X			
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	Asteraceae	Erva		X		
<i>Barrosoa betonicaeformis</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	Erva		X		

continua
to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Espécies	Família	Forma de vida	CaS	CaU	AB	ASP
<i>Campuloclinium clorolepis</i> Baker	Asteraceae	Erva	X			
<i>Campuloclinium macrocephalum</i> (Less.) DC.	Asteraceae	Erva	X	X		
<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart	Asteraceae	Erva	X			
<i>Chromolaena campestri</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	Arbusto		X		
<i>Chromolaena congesta</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	Subarbusto	X	X		
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	Arbusto	X			
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	Arbusto	X			
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	Asteraceae	Erva	X			
<i>Moquiniastrum pulchrum</i> (Cabrera) G.Sancho	Asteraceae	Arbusto	X			
<i>Lessingianthus bardanoides</i> (Less.) H.Rob.	Asteraceae	Arbusto	X			
<i>Lessingianthus grandiflorus</i> (Less.) H.Rob.	Asteraceae	Subarbusto	X		NT	
<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	Asteraceae	Trepadeira	X			
<i>Mikania humilis</i> Kuntze ex Hieron.	Asteraceae	Trepadeira	X			
<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	Asteraceae	Erva	X			
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	Asteraceae	Arbusto	X			
<i>Porophyllum lanceolatum</i> DC.	Asteraceae	Erva	X			
<i>Pterocaulon angustifolium</i> DC.	Asteraceae	Subarbusto	X			
<i>Pterocaulon rugosum</i> (Vahl) Malme	Asteraceae	Subarbusto	X			
<i>Trichocline speciosa</i> Less.	Asteraceae	Erva	X			
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	Árvore	X			
<i>Jacaranda oxyphylla</i> Cham.	Bignoniaceae	Arbusto	X			
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Calophyllaceae	Arbusto	X			
<i>Lobelia aquatica</i> Cham.	Campanulaceae	Erva		X		
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Caryocaraceae	Árvore	X		LC	
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C.Sm.	Celastraceae	Arbusto	X			
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	Celastraceae	Árvore	X			
<i>Tontelea micrantha</i> (Mart. ex Schult.) A.C.Sm.	Celastraceae	Arbusto	X			
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schltdl.	Chrysobalanaceae	Subarbusto	X			
<i>Evolvulus fuscus</i> Meisn.	Convolvulaceae	Erva	X		NT	EN
<i>Evolvulus sericeus</i> Sw. var. <i>sericeus</i>	Convolvulaceae	Erva	X			
<i>Merremia digitata</i> (Spreng.) Hallier f.	Convolvulaceae	Erva	X			

continua
 to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Espécies	Família	Forma de vida	CaS	CaU	AB	ASP
<i>Melothria campestris</i> (Naudin) H. Schaef. & S.S. Renner	Cucurbitaceae	Erva	X			
<i>Ascolepis brasiliensis</i> (Kunth) Benth ex C.B. Clarke	Cyperaceae	Erva		X		
<i>Bulbostylis fimbriata</i> (Nees) C.B. Clarke	Cyperaceae	Erva	X			
<i>Bulbostylis hirtella</i> (Schrad.) Urb.	Cyperaceae	Erva		X		
<i>Bulbostylis paradoxa</i> (Spreng.) Lindm.	Cyperaceae	Erva	X			
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	Cyperaceae	Erva	X	X		
<i>Cyperus</i> sp.	Cyperaceae	Erva		X		
<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	Cyperaceae	Erva		X		
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	Cyperaceae	Erva	X			
<i>Lagenocarpus tenuifolius</i> (Boeckeler) C.B. Clarke	Cyperaceae	Erva		X		
<i>Pycreus decumbens</i> T.Koyama	Cyperaceae	Erva		X		
<i>Pycreus polystachyos</i> (Rottb.) P.Beauv.	Cyperaceae	Erva		X		
<i>Rhynchospora albiceps</i> Kunth	Cyperaceae	Erva		X		
<i>Rhynchospora tenuis</i> Link	Cyperaceae	Erva		X		
<i>Scleria hirtella</i> Sw.	Cyperaceae	Erva		X		
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	Dilleniaceae	Arbusto	X			
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.	Ebenaceae	Árvore	X			LC
<i>Eriocaulon helichrysoides</i> (Kunth) Steud.	Eriocaulaceae	Erva		X		
<i>Paepalanthus lundii</i> Körn	Eriocaulaceae	Erva		X		
<i>Syngonanthus caulescens</i> (Poir.) Ruhland	Eriocaulaceae	Erva		X		LC
<i>Erythroxylum campestre</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	Subarbusto	X			
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	Arbusto	X			
<i>Erythroxylum microphyllum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	Arbusto	X			
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	Árvore	X			
<i>Croton campestris</i> A.St.-Hil.	Euphorbiaceae	Subarbusto	X			
<i>Microstachys bidentata</i> (Mart. & Zucc.) Esser	Euphorbiaceae	Erva	X			
<i>Sapium obovatum</i> Klotzsch ex Müll.Arg.	Euphorbiaceae	Arbusto		X		
<i>Aeschynomene falcata</i> (Poir.) DC.	Fabaceae	Erva	X			
<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae	Subarbusto	X			
<i>Chamaecrista campestris</i> H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	Subarbusto	X			
<i>Chamaecrista desvauxii</i> var. <i>mollissima</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	Erva	X			

continua
 to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Espécies	Família	Forma de vida	CaS	CaU	AB	ASP
<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	Erva	X			
<i>Clitoria densiflora</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	Subarbusto	X		LC	
<i>Crotalaria balansae</i> Micheli	Fabaceae	Erva	X			
<i>Crotalaria stipularia</i> Desv.	Fabaceae	Subarbusto	X			
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	Árvore	X			
<i>Desmanthus tatuhyensis</i> Hoehne	Fabaceae	Subarbusto	X			
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	Fabaceae	Subarbusto	X			
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth	Fabaceae	Erva	X			
<i>Eriosema campestre</i> var. <i>macrophyllum</i> (Grear) Fortunato	Fabaceae	Erva	X			
<i>Eriosema heterophyllum</i> Benth.	Fabaceae	Erva	X			
<i>Eriosema longiflorum</i> Benth.	Fabaceae	Erva	X			
<i>Galactia decumbens</i> (Benth.) Chodat & Hassl.	Fabaceae	Trepadeira	X		LC	
<i>Galactia grewiaefolia</i> (Benth.) Taub.	Fabaceae	Subarbusto	X			
<i>Galactia martii</i> DC.	Fabaceae	Subarbusto	X			
<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	Fabaceae	Árvore	X			
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	Árvore	X			
<i>Mimosa debilis</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Fabaceae	Subarbusto	X			
<i>Mimosa dolens</i> var. <i>rigida</i> (Benth.) Barneby	Fabaceae	Subarbusto	X			
<i>Mimosa dolens</i> Vell. var. <i>latifolia</i> (Benth.) Barneby	Fabaceae	Subarbusto	X			
<i>Mimosa xanthocentra</i> Mart.	Fabaceae	Subarbusto	X			
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Fabaceae	Árvore	X		LC	
<i>Stryphnodendron rotundifolium</i> Mart.	Fabaceae	Árvore	X			
<i>Stylosanthes acuminata</i> M.B.Ferreira & Sousa Costa	Fabaceae	Erva	X			
<i>Stylosanthes gracilis</i> Kunth	Fabaceae	Erva	X			
<i>Zornia reticulata</i> Sm.	Fabaceae	Erva	X			
<i>Chelonanthus alatus</i> (Aubl.) Pulle	Gentianaceae	Erva		X		
<i>Curtia tenuifolia</i> (Aubl.) Knobl.	Gentianaceae	Erva	X		LC	CR
<i>Schultesia gracilis</i> Mart.	Gentianaceae	Erva		X		
<i>Sinningia elatior</i> (Kunth) Chautems	Gesneriaceae	Erva		X	LC	
<i>Lauremburgia tetrandra</i> (Schott) Kanitz	Haloragaceae	Erva		X	LC	
<i>Sisyrinchium weirii</i> Baker	Iridaceae	Erva	X	X		
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Lamiaceae	Árvore	X			
<i>Eriope crassipes</i> Benth.	Lamiaceae	Erva	X		LC	

continua
to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Espécies	Família	Forma de vida	CaS	CaU	AB	ASP
<i>Hyptis caespitosa</i> A.St.-Hil. ex Benth.	Lamiaceae	Erva		X		
<i>Hyptis recurvata</i> Poit.	Lamiaceae	Arbusto		X		
<i>Rhabdocalon lavanduloides</i> (Benth.) Epling	Lamiaceae	Erva		X		
<i>Utricularia praelonga</i> A.St.-Hil. & Girard	Lentibulariaceae	Erva		X		
<i>Cuphea micrantha</i> Kunth	Lythraceae	Subarbusto	X			
<i>Banisteriopsis campestris</i> (A.Juss.) Little	Malpighiaceae	Subarbusto	X			
<i>Banisteriopsis stellaris</i> (Griseb.) B.Gates	Malpighiaceae	Trepadeira	X			
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	Malpighiaceae	Arbusto	X		LC	
<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	Arbusto	X			
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	Malpighiaceae	Árvore	X			
<i>Camarea hirsuta</i> A.St.-Hil.	Malpighiaceae	Subarbusto	X		LC	EN
<i>Krapovickasia macrodon</i> (A.DC.) Fryxell	Malvaceae	Subarbusto	X			
<i>Peltaea polymorpha</i> (A.St.-Hil.) Krapov. & Cristóbal	Malvaceae	Erva	X			
<i>Waltheria communis</i> A.St.-Hil.	Malvaceae	Subarbusto	X		LC	
<i>Mayaca sellowiana</i> Kunth	Mayacaceae	Erva		X		
<i>Acisanthera alsinaefolia</i> (Mart. & Schrank ex DC.) Triana	Melastomataceae	Arbusto		X		
<i>Microlicia serpyllifolia</i> D. Don	Melastomataceae	Arbusto		X		
<i>Pleroma oleifolia</i> R. Romero & Versiane	Melastomataceae	Arbusto		X		
<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.	Melastomataceae	Subarbusto		X		
<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	Menispermaceae	Subarbusto	X			
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae	Arbusto	X			
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Myrtaceae	Arbusto	X			
<i>Eugenia punicifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae	Arbusto	X			
<i>Eugenia sellowiana</i> DC.	Myrtaceae	Arbusto	X			
<i>Eugenia</i> sp.	Myrtaceae	Subarbusto	X			
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	Myrtaceae	Arbusto	X			
<i>Psidium grandifolium</i> Mart. ex DC.	Myrtaceae	Arbusto	X		LC	
<i>Psidium microcarpum</i> Cambess.	Myrtaceae	Arbusto	X		LC	
<i>Ouratea</i> sp.	Ochnaceae	Subarbusto	X			
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Ochnaceae	Subarbusto/ Arbusto	X		LC	
<i>Sauvagesia racemosa</i> A.St.-Hil.	Ochnaceae	Erva		X		

continua
to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Espécies	Família	Forma de vida	CaS	CaU	AB	ASP
<i>Ludwigia filiformis</i> (Micheli) Ramamoorthy	Onagraceae	Arbusto		X		
<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H.Hara	Onagraceae	Arbusto		X		
<i>Buchnera lavandulacea</i> Cham. & Schltldl.	Orobanchaceae	Erva		X		
<i>Passiflora lepidota</i> Mast.	Passifloraceae	Trepadeira	X			
<i>Phyllanthus orbiculatus</i> Rich.	Phyllanthaceae	Erva	X	X		
<i>Scoparia dulcis</i> L.	Plantaginaceae	Erva		X		
<i>Andropogon hypogynus</i> Hack.	Poaceae	Erva		X	LC	VU
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	Poaceae	Erva	X	X		
<i>Andropogon virgatus</i> Desv.	Poaceae	Erva		X		
<i>Anthaenantia lanata</i> (Kunth) Benth.	Poaceae	Erva	X	X		
<i>Aristida megapotamica</i> var. <i>brevipes</i> Henrard	Poaceae	Erva	X			
<i>Aristida setifolia</i> Kunth	Poaceae	Erva	X			
<i>Axonopus aureus</i> P.Beauv.	Poaceae	Erva	X			
<i>Axonopus brasiliensis</i> (Spreng.) Kuhlm.	Poaceae	Erva	X	X		
<i>Axonopus marginatus</i> (Trin.) Chase	Poaceae	Erva	X			
<i>Axonopus pellitus</i> (Nees ex Trin.) Hitchc. & Chase	Poaceae	Erva	X	X		
<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze	Poaceae	Erva	X			
<i>Eragrostis leucosticta</i> Nees ex Döll	Poaceae	Erva	X			
<i>Eragrostis polytricha</i> Nees	Poaceae	Erva	X			
<i>Eriochrysis cayennensis</i> P. Beauv.	Poaceae	Erva		X		
<i>Gymnopogon foliosus</i> (Willd.) Nees	Poaceae	Erva	X			
<i>Gymnopogon spicatus</i> (Spreng.) Kuntze	Poaceae	Erva	X			
<i>Ichnanthus procurrens</i> (Nees ex Trin.) Swallen	Poaceae	Erva		X		
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	Poaceae	Erva	X	X		
<i>Panicum aquaticum</i> Poir.	Poaceae	Erva		X		
<i>Panicum campestre</i> Nees ex Trin.	Poaceae	Erva	X			
<i>Panicum cervicatum</i> Chase	Poaceae	Erva	X			
<i>Paspalum carinatum</i> Humb. & Bonpl. ex Flügge	Poaceae	Erva	X			
<i>Paspalum cordatum</i> Hack.	Poaceae	Erva		X		
<i>Paspalum ellipticum</i> Döll	Poaceae	Erva		X		
<i>Paspalum guenoarum</i> Arechav.	Poaceae	Erva	X			

continua
 to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Espécies	Família	Forma de vida	CaS	CaU	AB	ASP
<i>Paspalum maculosum</i> Trin.	Poaceae	Erva		X		
<i>Paspalum pectinatum</i> Nees ex Trin.	Poaceae	Erva	X			
<i>Paspalum polyphyllum</i> Nees	Poaceae	Erva	X			
<i>Saccharum asperum</i> (Nees) Steud.	Poaceae	Erva		X		
<i>Sacciolepis vilvoides</i> (Trin.) Chase	Poaceae	Erva		X		
<i>Schizachyrium condensatum</i> (Kunth) Nees	Poaceae	Erva	X	X		
<i>Schizachyrium salzmännii</i> var. <i>aristatum</i> (Hack.) Peichoto	Poaceae	Erva	X			
<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Poaceae	Erva	X			
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.)	Poaceae	Erva	X	X		
<i>Sorghastrum minarum</i> (Nees) Hitchc.	Poaceae	Erva	X			
<i>Steinchisma hians</i> (Elliott) Nash	Poaceae	Erva		X		
<i>Trachypogon plumosus</i> (Kunth) Nees	Poaceae	Erva	X			
<i>Trichanthecium schwackeanum</i> (Mez) Zuloaga & Morrone	Poaceae	Erva		X		
<i>Tristachya leiostachya</i> Nees	Poaceae	Erva	X			
<i>Polygala timoutoides</i> Chodat	Polygalaceae	Erva		X		
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	Árvore	X			
<i>Borreria multiflora</i> (DC.) Bacigalupo & E.L.Cabral	Rubiaceae	Erva		X		
<i>Borreria poaya</i> (A.St.-Hil.) DC.	Rubiaceae	Erva	X			
<i>Cordia obtusa</i> (K.Schum.) Kuntze	Rubiaceae	Arbusto	X			
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	Rubiaceae	Erva	X			
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Rubiaceae	Subarbusto	X			
<i>Richardia stellaris</i> (Cham. & Schltdl.) Steud.	Rubiaceae	Erva	X		NT	EN
<i>Serjania erecta</i> Radlk.	Sapindaceae	Trepadeira/ Arbusto	X			
<i>Pradosia brevipes</i> (Pierre) T.D.Penn.	Sapotaceae	Subarbusto	X		LC	
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	Solanaceae	Arbusto	X			
<i>Lippia lupulina</i> Cham.	Verbenaceae	Arbusto	X			
<i>Lippia origanoides</i> Kunth	Verbenaceae	Arbusto	X			
<i>Xyris asperula</i> Mart.	Xyridaceae	Erva		X		
<i>Xyris brevifolia</i> Michx.	Xyridaceae	Erva		X	DD	VU
<i>Xyris ciliata</i> Thunb.	Xyridaceae	Erva		X		
<i>Xyris jupicai</i> Rich.	Xyridaceae	Erva		X		
<i>Xyris macrocephala</i> Vahl	Xyridaceae	Erva		X		
<i>Xyris savanensis</i> Miq.	Xyridaceae	Erva		X		

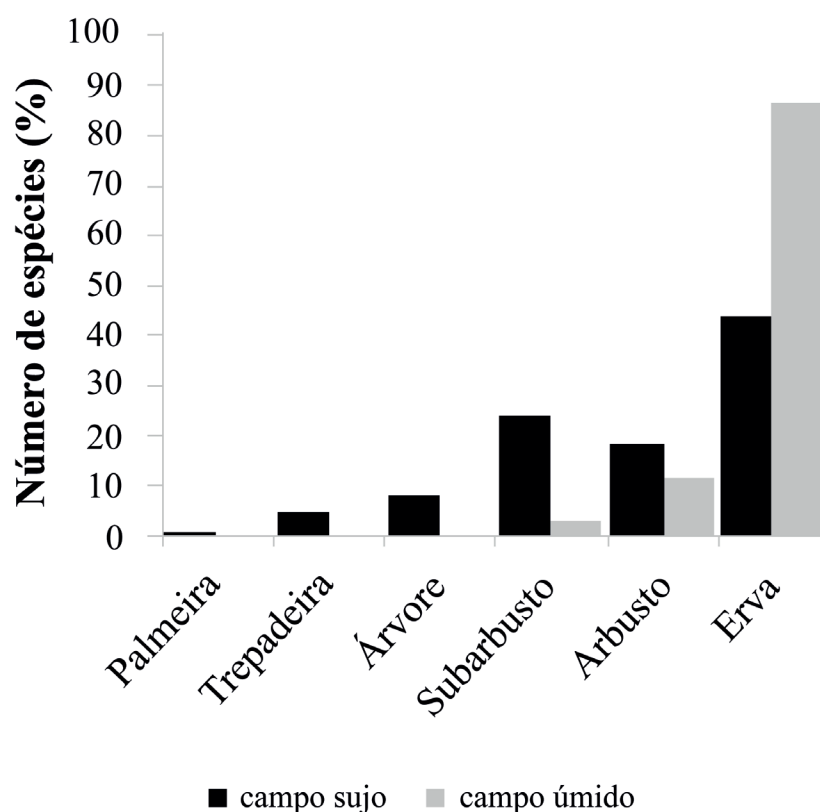


Figura 3. Espectro biológico florístico do campo sujo e campo limpo úmido no Horto Florestal de Botucatu, Botucatu, SP, Brasil.

Figure 3. Floristic biological spectrum of dry and wet Cerrado grassland in the Horto Florestal of Botucatu, SP, Brazil.

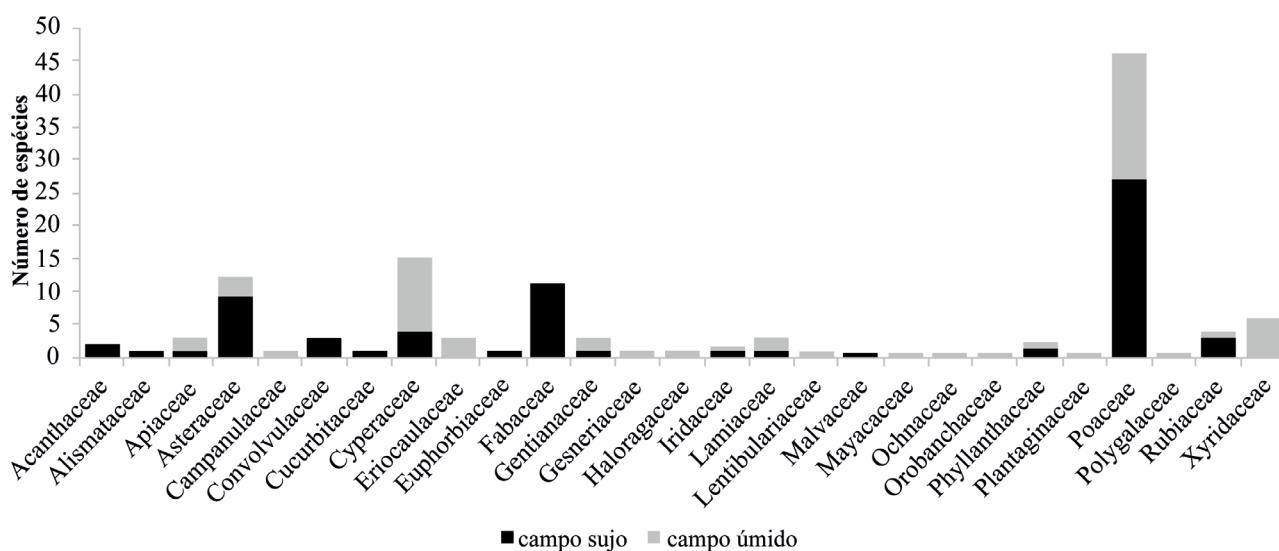


Figura 4. Número de espécies herbáceas por família em campo sujo e campo úmido no Horto Florestal de Botucatu, Botucatu, SP, Brasil.

Figure 4. Number of herbaceous species per family occurring in dry and wet Cerrado grassland in the Horto Florestal of Botucatu, SP, Brazil.

Ainda que as espécies herbáceas sejam predominantes em ambas as fisionomias (86% no campo úmido e 44% no campo sujo), há diferenças notáveis entre as fisionomias nas proporções entre os grupos funcionais pelo hábito das espécies (Figura 3). No campo limpo úmido, registramos 71 espécies no total, sendo 61 herbáceas, 8 arbustivas, 2 subarbustivas, estando ausentes outras formas de vida. No campo sujo, amostramos no total 151 espécies, sendo 67 espécies herbáceas, 35 subarbustivas, 28 arbustivas, 13 arbóreas, 7 trepadeiras e uma palmeira.

As diferenças na composição de espécies (Tabela 1) e no hábito das plantas que compõem as duas fitofisionomias (Figura 3) manifestam-se também em nível de famílias, indicando filtros ecológicos altamente restritivos, que nortearam a evolução das linhagens de plantas adaptadas a cada ambiente. Enquanto no campo sujo amostramos, no total, 15 famílias, no campo limpo úmido amostramos 22 famílias. Analisando-se a composição do estrato herbáceo, que caracteriza os campos (Figura 4), a riqueza de espécies por família é marcadamente distinta entre as duas fisionomias. Embora Poaceae apresente o maior número de espécies, tanto nos ambientes secos quanto nos ambientes úmidos, esta família é seguida por Fabaceae e Asteraceae no campo sujo, enquanto Cyperaceae e Xyridaceae ocupam a segunda e a terceira posição no campo úmido. Embora algumas famílias sejam igualmente representadas nos dois ambientes (e.g., Poaceae, Iridaceae, Phyllanthaceae), há diversas famílias exclusivas do campo úmido (e.g., Xyridaceae, Eriocaulaceae, Mayacaceae) e outras que foram registradas exclusivamente nos ambientes secos do campo sujo (e.g., Fabaceae, Convolvulaceae, Acanthaceae).

Entre as espécies amostradas, apenas 25 tiveram seu status de ameaça avaliado em escala nacional (Tabela 1). Entre essas, três estão classificadas como quase ameaçadas. Portanto, o que se verifica é que 88% das espécies amostradas neste estudo não foram sequer avaliadas quanto ao status de ameaça nesta escala (Flora do Brasil 2020). No estado de São Paulo (Tabela 1), três são consideradas em perigo de extinção,

duas vulneráveis e uma espécie, *Curtia tenuifolia*, criticamente ameaçada. No entanto, para o estado de São Paulo não é possível saber quais espécies não foram avaliadas quanto ao risco de extinção. Por exemplo, é de se estranhar a ausência de espécies de Eriocaulaceae na lista de ameaçadas no estado de São Paulo, família que ocorre exclusivamente nos campos úmidos, praticamente dizimados no Estado. Não é possível, portanto, saber ao certo se tais espécies não correm risco de extinção ou se, simplesmente, não foram avaliadas. Pela rápida degradação das fisionomias campestres do Cerrado, seja por conversão para agricultura, pecuária ou silvicultura (Klink e Machado, 2005) ou por invasões biológicas (Pivello et al., 1999; Abreu e Durigan, 2011), algumas espécies podem desaparecer antes mesmo de serem avaliadas. Embora não estejam apontadas nas listas de espécies ameaçadas, 19 espécies amostradas na área de estudo possuem menos de dez espécimes depositados em coleções botânicas (dados disponíveis no SpeciesLink, 2016), que tenham sido coletados no estado de São Paulo. Tais espécies podem ser muito raras na natureza, mas esta raridade pode ser apenas circunstancial, reflexo da negligência e subamostragem que se verifica para o estrato herbáceo-subarbustivo de fisionomias campestres e savânicas. Para uma das espécies amostradas no Horto Florestal de Botucatu – *Schizachyrium salzmannii* var. *aristatum*, não há sequer registro de ocorrência no estado de São Paulo.

A grande riqueza florística observada na área de estudo, com elevado número de espécies pouco representadas em coleções, especialmente de formas de vida não arbóreas, configuram elevado valor dos ecossistemas locais para a conservação, representando fisionomias campestres do Cerrado, praticamente extintas no estado de SP. Merece destaque o fato de que o fragmento estudado tem área relativamente pequena (33,88 ha) e sofre todas as pressões antrópicas prováveis por estar localizado no perímetro urbano da cidade de Botucatu (e.g., incêndios frequentes, invasão parcial da área por gramíneas exóticas, pastoreio pelo gado, extrações de plantas), o que demonstra a elevada resistência dos ecossistemas campestres aos fatores de perturbação.

A maior ameaça às espécies observadas no Horto Florestal de Botucatu parece ser a invasão por gramíneas exóticas, especialmente *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster no campo sujo e *Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga no campo limpo úmido, que, juntas, cobrem totalmente o solo em boa parte da área. O fogo frequente, embora afete os indivíduos arbóreos nas áreas invadidas, parece contribuir para manter a estrutura da vegetação campestre, com efeitos positivos sobre a diversidade de plantas de pequeno porte nas áreas não invadidas. As espécies que compõem as fisionomias campestres do Cerrado são evolutivamente adaptadas ao fogo e ao pastoreio, sendo beneficiadas por esses distúrbios (Coutinho, 1990; Simon e Pennington, 2012). Assim, para a conservação deste remanescente, com suas fisionomias e sua flora altamente diversificada e peculiar, são recomendáveis ações de manejo envolvendo queimas controladas e, nas áreas já invadidas por gramíneas exóticas, até mesmo o pastoreio, para diminuir a biomassa das espécies invasoras. Os trechos não invadidos devem ser isolados do gado, que pode facilitar a expansão da invasão ou causar danos aos frágeis ecossistemas ripários (campo limpo úmido e mata de galeria inundável).

A constatação de que uma área tão pequena e sujeita a pressões antrópicas diversas pode preservar amostra tão rica de ecossistemas quase extintos, traz uma nova diretriz para as estratégias de conservação da natureza. O que observamos no Horto Florestal de Botucatu indica que a conservação de fisionomias campestres, especialmente da sua flora, não depende exclusivamente de áreas extensas, de modo que outros remanescentes de campos naturais porventura existentes, e que hoje não se encontram sequer mapeados devido às limitações tecnológicas da interpretação das imagens, podem e devem ser transformados em áreas protegidas ou, pelo menos, devem receber maior atenção nas políticas públicas. Além das pressões decorrentes de sua localização, os ecossistemas naturais do Horto Florestal de Botucatu encontram-se fortemente ameaçados pelo fato de que estas terras, embora públicas, não estão categorizadas como áreas protegidas segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (Brasil, 2011).

A proteção legal para vegetação campestre que não esteja inserida em Unidades de Conservação é bastante deficiente no Brasil como um todo. Como exemplo, pela Lei Federal 12.651, de maio de 2012 (Brasil, 2012), as fisionomias campestres em ambientes úmidos (veredas) não são protegidas, uma vez que as áreas de preservação permanente, nestes casos, têm início a partir do limite dos terrenos úmidos (Art. 4º, inciso XI). A conservação das veredas fora de Unidades de Conservação dependerá, portanto, de seu cômputo na delimitação de reservas legais das propriedades rurais ou de novos instrumentos jurídicos que tratem especificamente de sua proteção.

No estado de São Paulo, o que tem sido observado é a desvalorização das fisionomias campestres em geral, não só pela inexistência de políticas e ações voltadas para o seu conhecimento ou a sua conservação, mas também pelos dispositivos da própria Lei nº 13.550, de 02 de junho de 2009 (São Paulo, 2009), que trata da proteção dos remanescentes de Cerrado no Estado. Em seu Artigo 5º, a Lei estabelece que:

Art. 5º. A supressão de vegetação no estágio inicial de regeneração para as fisionomias cerradão e cerrado “*stricto sensu*” e para as fisionomias campo cerrado e campo dependerá de prévia autorização do órgão ambiental competente e demais medidas de mitigação e compensação a serem definidas nos processos de licenciamento.

À primeira vista, acredita-se que as fisionomias campestres estão protegidas. Porém, verifica-se pela leitura do Artigo 6º que, embora a Lei exija licença para supressão da vegetação campestre, não há exigência nem de restauração e nem de compensação dessas fisionomias caso sejam suprimidas, como se apenas o cerrado *stricto sensu* e o cerradão fossem importantes:

Art. 6º. A supressão de vegetação nos estágios médio e avançado de regeneração para as fisionomias cerradão e cerrado “*stricto sensu*” dependerá de prévia autorização do órgão ambiental competente e somente poderá ser autorizada, em caráter excepcional, quando necessária à realização de obras, projetos ou atividades de utilidade pública ou interesse social definidos nesta lei, com comprovação de inexistência de alternativa técnica e locacional para o fim pretendido, ressalvado o disposto no artigo 7º desta lei (grifo nosso).

Se constatada a presença de espécies ameaçadas ou a existência de campos úmidos, que protegem nascentes e corpos d'água, a Lei paulista assegura proteção integral, em seu artigo 4º, quando aponta as situações em que a supressão é vedada:

Artigo 4º - É vedada a supressão da vegetação em qualquer das fisionomias do Bioma Cerrado nas seguintes hipóteses:

I - abrigar espécies da flora e da fauna silvestre ameaçadas de extinção [...]

II - exercer a função de proteção de mananciais e recarga de aquíferos;

Todavia, a aplicação desses dois dispositivos da Lei paulista esbarram em três grandes problemas de ordem prática: 1) inexistência dos remanescentes de campo nos mapas de áreas naturais remanescentes, decorrente de limitações tecnológicas, de modo que nem a fiscalização, nem o órgão licenciador e nem mesmo os proprietários têm consciência de que estão diante de um ecossistema natural; 2) inexistência de profissionais capazes de reconhecer as espécies vegetais ameaçadas herbáceas ou arbustivas em campo, de modo que sua ocorrência dificilmente será constatada (lembrando ainda que 88% das espécies não foram sequer avaliadas quanto ao grau de ameaça no Brasil); 3) risco de florestamento ("afforestation"), especialmente sobre os campos úmidos, decorrente do entendimento equivocado e desastroso de que zonas ripárias têm de ter mata ciliar (vegetação florestal).

A conservação dos raros remanescentes de vegetação campestre e de sua preciosa diversidade depende, portanto, de ações voltadas ao seu reconhecimento cartográfico em todo o país, da criação de Unidades de Conservação segundo o SNUC, de práticas adequadas de manejo conservacionista e da intensificação de pesquisas que gerem e disseminem o conhecimento sobre sua biodiversidade, seu funcionamento e seus serviços ecossistêmicos. Esta área que foi destinada à implantação do Horto Florestal da Botucatu tem atributos de elevado valor para a conservação, tanto de biodiversidade quanto de serviços ecossistêmicos, destacando-se a valiosa proteção aos recursos hídricos oferecida pelos campos úmidos e pela mata de galeria inundável.

Pelos seus atributos naturais e localização, a área tem forte vocação para o desenvolvimento de pesquisas científicas e potencial para a educação ambiental. Seus atributos e sua vocação dão suporte à recomendação de que esta área tenha assegurada, definitivamente, sua proteção, por meio do enquadramento como Estação Ecológica.

4 AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela bolsa de Produtividade em Pesquisa concedida a Giselda Durigan (Processo 303402/2012-1), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pelas bolsas de doutorado concedidas a Mário G. B. Cava (Processo 2015/23131-9) e Natashi A. L. Pilon (Processo 2016/17888-2).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, R.C.; DURIGAN, G. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. **Plant Ecology & Diversity**, v. 4, p. 269-278, 2011.

ALVARES, C.A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas: Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006. Brasília, DF: MMA, 2011. 76 p.

_____. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, v. 25, p. 1, 2012.

CARVALHO, G. **Flora**: tools for interacting with the Brazilian flora 2020. R package version 0.2.7.2006. Disponível em: <<http://www.github.com/gustavobio/flora>>. Acesso em: 11 mar. 2016.

COUTINHO, L.M. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. In: GOLDAMMER, J.G. (Ed.). **Fire in the tropical biota**. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 1990. p. 82-105.

FLORA do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 14 mar. 2016.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA DO ESTADO DE SÃO PAULO – DAEE. Disponível em: <<http://www.dae.sp.gov.br/>>. Acesso em: 11 mar. 2016.

DURIGAN, G. et al. **Plantas do cerrado paulista** – imagens de uma paisagem ameaçada. São Paulo: Páginas & Letras, 2004. 475 p.

_____.; RATTER, J.A. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 63, n. 1, p. 119-130, 2006.

GRIME, J. PHILIP. **Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties**. Chichester: John Wiley & Sons, 2006. 419 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE – Diretoria de Geociências, 2012. 271 p.

ISHARA, K.L. et al. Composição florística de remanescente de cerrado *sensu stricto* em Botucatu, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 4, p. 575-586, 2008.

_____.; MAIMONI-RODELLA, R.D.C.S. Pollination and dispersal systems in a Cerrado remnant (Brazilian Savanna) in Southeastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 54, n. 3, p. 629-642, 2011.

KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, p. 147-155, 2005.

KRONKA, F.J.N. et al. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal; Imprensa Oficial do Estado, 2005.

LIMA, A.B. **Estrutura genética de populações de *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville (barbatimão)**. 2010. 53 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu, Botucatu.

MAURIN, O. et al. Savanna fire and the origins of the ‘underground forests’ of Africa. **New Phytologist**, v. 204, p. 201-214, 2014.

MEIRA-NETO, J.A.A.; MARTINS, F.R.; VALENTE, G.E. Composição florística e espectro biológico na Estação Ecológica de Santa Bárbara, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, v. 31, p. 907-922, 2007.

MUNHOZ, C.B.R.; FELFILI, J.M. Florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um campo limpo úmido em Brasília, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, p. 205-215, 2007.

OVERBECK, G.E. et al. Brazil’s neglected biome: the South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 9, p. 101-116, 2007.

_____. et al. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 12, p. 1455-1460, 2015.

PARR, C.L. et al. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, p. 205-213, 2014.

PIVELLO, V.R.; SHIDA, C.N.; MEIRELLES, S.T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, p. 1281-1294, 1999.

R DEVELOPMENT CORE TEAM: **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2014. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 11 mar. 2016.

RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P.; RIBEIRO, J.F. (Org.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008. p. 151-212.

ROSELON, V.; OLIVEIRA, D.A. de; BUENO, G.T. Vereda and Murundu wetlands and changes in Brazilian environmental laws: challenges to conservation. **Wetlands Ecology and Management**, v. 23, n. 2, p. 285-292, 2015.

SANO, E.E. et al. Land cover mapping of the tropical savana region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 166, p. 113-124, 2009.

SANTOS, F.F.M.; MUNHOZ, C.B.R. Diversidade de espécies herbáceo-arbustivas e zonação florística em uma vereda no Distrito Federal. **Heringeriana**, v. 6, p. 21-27, 2012.

SÃO PAULO (Estado) Lei nº 13.550, de 02 de junho de 2009. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Cerrado no Estado, e dá providências correlatas. **Diário Oficial, Poder Executivo**, v. 119, n. 102, 3 jun. 2009. Seção I, p. 1.

_____. Secretaria de Meio Ambiente. Resolução SMA nº 057, de 05 de junho de 2016. Publica a segunda revisão da lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo**, v. 126, n. 120, 30 jun. 2016. Seção I, p. 55-57.

SCHOLES, R.J.; ARCHER, S.R. Tree-grass interactions in savannas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 517-544, 1997.

SpeciesLINK. Sistema Distribuído de Informação. Disponível em: <<http://splink.cria.org.br/>>. Acesso em: 11 de mar. 2016.

SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I.; MORAWETZ, W.; GOTTSBERGER, G. Frost damage of cerrado plants in Botucatu, Brazil, as related to the geographical distribution of the species. **Biotropica**, v. 9, p. 253-261, 1977.

SIMON, M.F. et al. Recent assembly of the cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Science**, v. 106, p. 20359-20364, 2009.

_____.; PENNINGTON, T. Evidence for adaptation to fire regimes in the tropical savannas of the Brazilian Cerrado. **International Journal of Plant Sciences**, v. 173, p. 711-723, 2012.

TANNUS, J.L.; ASSIS, M.A. Composição de espécies vasculares de campo sujo e campo úmido em área de cerrado, Itirapina-SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, p. 489-506, 2004.

VELDMAN, J.W. et al. Tyranny of trees in grassy biomes. **Science**, v. 347, p. 484-485, 2015a.

_____. et al. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. **BioScience**, v. 65, n. 10, p. 1011-1018, 2015b.

WALTER, B.M.T. et al. Fitofisionomias do Cerrado: classificação, métodos e amostragens fitossociológicas. In: EISENLOHR, P.V. et al. (Org.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa-MG: Editora UFV, 2015. v. II, p. 183-212.

PILON, N.A.L. et al. Conservação de fisionomias campestres do Cerrado.

WERF, G.R. van der et al. Global fire emissions and contributions of deforestation, savanna, forest, agriculture, and peat fires (1997-2000). **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 10, p. 11707-11735, 2010.

WHITTAKER, R.H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213-251, 1972.

ESTRUTURA POPULACIONAL DE 12 ESPÉCIES ARBÓREAS DE DIFERENTES GRUPOS ECOLÓGICOS¹

POPULATION STRUCTURE OF 12 TREE SPECIES OF DIFFERENT ECOLOGICAL GROUPS

Silvana Cristina Pereira Muniz de SOUZA^{2,5}; Flavio Antonio Maës dos SANTOS³;
Ricardo Ribeiro RODRIGUES⁴; Carlos Alfredo JOLY³

RESUMO – O presente estudo teve como objetivo caracterizar a estrutura populacional de 12 espécies arbóreas de diferentes grupos ecológicos, classificadas de acordo com a tolerância à sombra: i) secundárias iniciais: *Alseis floribunda*, *Bathysa australis*, *Handroanthus serratifolius*, *Myrsine hermogenesii*; ii) clímax de dossel: *Chrysophyllum viride*, *Quiina glazovii*, *Tetrastylidium grandifolium*, e iii) clímax de subosque: *Guapira opposita*, *Eugenia expansa*, *Garcinia gardneriana*, *Inga marginata*, *Rudgea jasminoides*. A área de estudo localiza-se no Parque Estadual de Carlos Botelho, no interior de uma parcela permanente de 10 ha, na qual foram sorteadas 25 subparcelas de 20 x 20 m. Registramos, das espécies selecionadas, o diâmetro do caule no nível do solo – DAS de todos os indivíduos com altura > 3 cm. As estruturas populacionais foram caracterizadas pela frequência de distribuição de diâmetros, medidas de assimetria das curvas de distribuição, coeficiente de Gini e o ajuste a três modelos: Log-normal, Exponencial Negativa e Weibull. Amostramos 5.410 indivíduos, 90% apresentaram DAS inferior a 4,8 cm. Todas as espécies apresentaram curvas de distribuições de DAS com assimetria positiva, o modelo Log-normal foi selecionado como o melhor ajuste e todas as espécies apresentaram baixa equabilidade de tamanhos (coeficiente de Gini > 0,5). Somente as espécies clímax de subosque tiveram a distribuição de tamanhos de acordo com o esperado, em formato de “J invertido” e com alta hierarquia de tamanhos. Para as demais espécies, não foi possível estabelecer uma relação direta entre a estrutura de tamanhos e o que é teorizado para o seu grupo ecológico de tolerância à sombra.

Palavras-chave: estrutura de tamanho; distribuição diamétrica; classificação sucessional; Mata Atlântica.

¹Parte da tese de doutorado do primeiro autor. Recebido para análise em 26.02.2016. Aceito para publicação em 28.04.2017.

²Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, SP, Brasil.

³Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Vegetal, Caixa Postal 6109, 13081-970, Campinas, SP, Brasil.

⁴Universidade de São Paulo – ESALQ, Departamento de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, Avenida Pádua Dias, 11, Caixa Postal 9, 13418-900, Piracicaba, SP, Brasil.

⁵Autor para correspondência: Silvana Cristina Pereira Muniz de Souza – silvana1souza@gmail.com

ABSTRACT – This study aimed to characterize the population structure of 12 tree species of different ecological groups, classified according shade tolerance: i) initial secondary: *Alseis floribunda*, *Bathysa australis*, *Handroanthus serratifolius*, *Myrsine hermogenesii*; ii) canopy climax: *Chrysophyllum viride*, *Quina glazovii*, *Tetrastylidium grandifolium* and iii) understory climax: *Eugenia expansa*, *Garcinia gardneriana*, *Guapira opposita*, *Inga marginata*, *Rudgea jasminoides*. The study area is located in the Carlos Botelho State Park, within a 10 ha permanent plot; 25 sub-plots of 20 x 20 m were randomly selected. All individuals with height ≥ 3 cm were tagged and measured for their diameter at ground height. The population structures were characterized by the frequency of distribution of diameters, asymmetry measures of the distribution curves, Gini coefficient and the fit of three models: Log-normal, Exponential Negative and Weibull. We sampled 5,410 individuals, 90% presented DGB less than 4.8 cm. All species presented DGB distribution curves with positive asymmetry, the Log-normal model was selected with the best fit and all species presented low sizes evenness (Gini coefficient > 0.5). Only the understory climax species had the size distribution according to the expected, in inverted J curve format and with high hierarchy of sizes. For the other species, we did not found a direct relationship between the size structure and what is theorized for its ecological group of shade tolerance.

Keywords: population structure; distribution of diameters; ecological groups; Atlantic Forest.

1 INTRODUÇÃO

A estrutura das populações de plantas resulta da ação de fatores bióticos e abióticos sobre as taxas de recrutamento, crescimento e mortalidade de seus membros e de seus antepassados. (Hutchings, 1997). Entre os processos bióticos há os de ordem populacional e os de ordem sinecológica. Do ponto de vista populacional, os fatores genéticos e ecológicos aumentam a diferença de tamanho entre os indivíduos. A herança genética pode manifestar-se por meio de diferenças no tamanho inicial dos indivíduos, nas taxas de crescimento individuais e na habilidade competitiva (Silvertown e Doust, 1993; Hutchings, 1997). Já fatores ecológicos como patógenos, parasitas e herbívoros podem provocar a morte, principalmente de plantas menores (Swaine et al., 1987). Do ponto de vista sinecológico, as clareiras naturais, que se formam pela queda de árvores liberam recursos antes indisponíveis, promovendo a germinação de muitas sementes e o crescimento de plântulas e jovens árvores estabelecidas (Swaine et al., 1987; Zavala et al., 2007).

Entre os fatores abióticos podemos destacar as características do solo como textura, fertilidade e disponibilidade hídrica,

além da temperatura e luminosidade (Barbour et al., 1987). Nas florestas tropicais, a radiação que atinge o solo da floresta em áreas sob dossel contínuo corresponde a somente 1 – 3% da radiação total incidente sobre o dossel (Chazdon, 1988), consistindo na condição abiótica com maior influência sobre o crescimento das plântulas (Baskin e Baskin, 1998). Considerando o fator luminosidade, as espécies podem ser separadas em tolerantes à sombra e intolerantes à sombra. Espécies tolerantes à sombra podem germinar, crescer e sobreviver em condições de pouca luminosidade, enquanto espécies intolerantes à sombra necessitam de ambiente iluminado para germinação e/ou estabelecimento das plântulas (Lee, 1996; Whitmore, 1996; Baskin e Baskin, 1998). Em florestas tropicais, a abertura de clareiras é a oportunidade para o estabelecimento das espécies intolerantes à sombra, sendo a dinâmica de clareiras considerada peça-chave para o entendimento da estrutura e dinâmica destas florestas (Hubbell e Foster, 1986; Lima, 2005). Segundo muitos autores, a regeneração natural que ocorre em seu interior influencia importantes parâmetros das comunidades florestais, como composição (Pearson et al., 2003), distribuição e riqueza de espécies (Denslow, 1995), além dos processos de sucessão secundária (Whitmore, 1990).

Uma ferramenta frequentemente utilizada para representar a estrutura de uma floresta é a distribuição dos indivíduos de espécies arbóreas em classes de tamanho (Whitmore, 1984; Harper, 1977). O formato da curva de distribuição de populações de espécies arbóreas em classes de tamanho também tem sido largamente utilizado para interpretar as características das populações e classificar as espécies em categorias ou grupos ecológicos de tolerância à sombra (Panetta, 1979; Hartshorn, 1980; Zavala et al., 2007). Na ausência de grandes perturbações, no interior de florestas maduras, espera-se, na estrutura de espécies tolerantes à sombra, maior número de jovens em relação aos adultos (Hubbell e Foster, 1987), em decorrência da capacidade de os indivíduos jovens sobreviverem por longos períodos no subosque da floresta e beneficiarem-se de eventuais aumentos na intensidade luminosa. Sendo assim, as espécies clímax de subosque apresentam distribuição com predominância de indivíduos nas classes menores e poucos nas maiores (Solbrig, 1981; Rubin et al., 2006). Essa forma de distribuição poderia ser representada por uma curva do tipo “J invertido” e estaria associada a tolerância à sombra (Knight, 1975; Wright et al., 2003). Já as espécies clímax de dossel e emergentes geralmente apresentam distribuição dos indivíduos em classes de tamanho variável e flutuante, do tipo bimodal ou multimodal, com algumas classes pouco frequentes em relação às demais (Gentry e Terborgh, 1990; Poorter et al., 1996; Zavala et al., 2007; Nunes e Petrere Júnior, 2012).

Para as espécies que necessitam de luz nos estádios iniciais, secundárias iniciais e pioneiras, há a expectativa de que a regeneração seja infrequente, devido à imprevisibilidade de locais adequados para que esta ocorra, dependendo da abertura de clareiras, e, portanto, o número de indivíduos pequenos pode ser muito baixo (Whitmore, 1984). Desse modo, as espécies intolerantes à sombra podem apresentar curvas de distribuição dos indivíduos em classes de tamanho do tipo sigmoidal ou normal (Panetta, 1979; Bongers et al., 1988; Poorter et al., 1996), já que seu recrutamento estaria associado a grandes perturbações (Hubbell, 1979; Hubbell e Foster, 1987).

Essas diferentes formas de distribuição dos indivíduos em classes de tamanho representariam estratégias ecológicas contrastantes, ou extremos de um gradiente de resposta à luz. O estudo de populações de espécies arbóreas, a partir da distribuição dos indivíduos em classes de tamanho, pode servir de base para a construção inicial de hipóteses, modelos e predições. Pode, também, oferecer uma contribuição importante para planos de manejo e recuperação.

Para avaliar a distribuição de frequências de diâmetros utilizamos distribuições de probabilidade e o coeficiente de Gini. As distribuições de probabilidade ou modelos que apresentam bons ajustes aos dados de diâmetro são, frequentemente, os modelos Exponencial Negativo, Weibull e Log-normal (Bliss e Reinker, 1964; Hafley e Schreuder, 1977). O melhor ajuste ao modelo Exponencial Negativo é esperado quando a mortalidade e crescimento são independentes do tamanho de cada indivíduo (Muller-Landau et al., 2006), o que significa que o crescimento e mortalidade são eventos aleatórios independentes das características de cada indivíduo, assim como os distúrbios (Cox e Oakes, 1984; Lima et al., 2015). Já o modelo Weibull é esperado quando a mortalidade é constante, mas o crescimento se dá em função do tamanho da planta (Muller-Landau et al., 2006). No entanto, se considerarmos que as taxas de crescimento variam no tempo de forma aditiva, o melhor ajuste à distribuição diamétrica será o modelo Log-normal (Otto e Day, 2007). Com o cálculo do coeficiente de Gini obtém-se o grau de hierarquia de tamanho de cada população, independente da utilização de classes de tamanho, ou seja, não se depende da escolha do intervalo de classes e aí reside a grande vantagem desta avaliação (Feeley et al., 2007).

Nesse contexto, este estudo teve como objetivo caracterizar a estrutura populacional de 12 espécies arbóreas, com diferentes graus de tolerância à sombra (secundárias iniciais, clímax de dossel e clímax de subosque) a partir das distribuições de frequência de diâmetros e o coeficiente de Gini, tendo como expectativa que as diferenças no grau de tolerância reflitam no tipo de distribuição probabilística de tamanhos, ou seja, à medida que se aumenta a tolerância à sombra, as curvas de distribuição de diâmetros apresentarão maior desigualdade e maior hierarquia.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A área escolhida para o estudo localiza-se no município de Sete Barras, região sul do estado de São Paulo, sobre a vertente atlântica da Serra de Paranapiacaba, no interior do Parque Estadual de Carlos Botelho – PECB (24°00' a 24°15'S, 47°45' a 48°10'W). Nessa área, a vegetação é classificada como Floresta Ombrófila Densa Submontana (cota de 300 m) (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2012).

O estudo foi conduzido no interior de uma parcela permanente de 10 ha localizada na unidade geomorfológica conhecida como Planalto de Guapiara, que apresenta clima quente úmido sem estiagem, classificada como Cfa segundo o sistema de Köppen (Köppen, 1948), com temperaturas inferiores a 18 °C no mês mais frio e superiores a 22 °C no mês mais quente. A área é caracterizada, predominantemente, por períodos de excedente hídrico, com precipitação média anual de 1.582 mm (Departamento de Águas e Energia Elétrica – DAEE, 2016), concentrando-se nos meses de outubro a março (Rodrigues, 2006). No interior da parcela permanente do PECB, foram encontrados os seguintes tipos de solo: Cambissolos Háplicos Tb distróficos latossólicos, Cambissolos Háplicos Tb distróficos rasos, Gleissolos Háplicos Tb distróficos típicos e Neossolos Flúvicos. O solo Cambissolo é predominante na parcela, os demais tipos restringem-se a pequenas manchas (Soares Junior et al., 2004).

No interior da parcela de 10 ha, foram sorteadas 25 subparcelas, dentre as 256 subparcelas dos 10 ha da Parcela Permanente, totalizando 1 ha de área amostral. Nas subparcelas sorteadas, prevaleceram as situações de subosque e pequenas clareiras, e entre estas situações não foram encontradas diferenças significativas de luminosidade (Muniz, 2004). Segundo Lima (2005), clareiras pequenas se formam em consequência da queda de emaranhados de lianas e/ou cipós, da queda de galhos ou da desintegração gradual da copa de uma árvore morta em pé. Geralmente, a queda isolada de árvores não gera grandes clareiras, que comumente são formadas a partir de deslizamentos em encostas, furacões, ou mesmo a queda associada de várias árvores. No período anterior e durante o estudo, não foram observadas clareiras grandes nas subparcelas sorteadas e proximidades.

Para o sorteio das subparcelas foram consideradas apenas as que apresentavam o mesmo tipo de solo, Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico, para evitar variabilidade entre subparcelas. Nestas unidades amostrais, todos os indivíduos das espécies selecionadas, com altura > 3 cm, foram marcados com fita plástica numerada, tiveram registrado o DAS (diâmetro do caule no nível do solo) utilizando-se um paquímetro (precisão de 0,1 mm) ou uma fita métrica para medir o perímetro, no caso de indivíduos de maior diâmetro.

2.2 Espécies Estudadas

Selecionamos 12 espécies classificadas em três grupos ecológicos (Tabela 1). A escolha das espécies baseou-se no levantamento fitossociológico realizado na parcela permanente do PECB (Rodrigues, 2006). Os critérios utilizados para a escolha das espécies foram abundância, facilidade de identificação em todos os estádios de desenvolvimento e por serem representantes dos seguintes grupos ecológicos, com base na tolerância à sombra: i) secundárias iniciais, ii) clímax de dossel e iii) clímax de subosque.

As características ecológicas e biológicas de cada espécie foram consultadas em diferentes fontes bibliográficas e observações de campo (Tabela 1). Nos casos em que ocorreu discordância entre os diversos autores ou ausência de informações sobre a classificação sucessional, prevaleceram as observações de campo.

2.3 Análise dos Dados

Realizamos a análise estatística descritiva da distribuição dos diâmetros de cada espécie para verificar as medidas de assimetria das curvas de distribuição. Segundo Spiegel e Stephens (2009), a maneira mais simples de verificar a grandeza e o sinal de assimetria de uma curva é por meio da comparação das medidas de tendências central: média aritmética ($\bar{x}$) e moda (M_o), da seguinte maneira:

$\mu - M_o = 0$ – assimetria nula ou distribuição simétrica;
 $\mu - M_o < 0$ – assimetria negativa ou à esquerda;
 $\mu - M_o > 0$ – assimetria positiva ou à direita.

Tabela 1. Espécies selecionadas para o estudo da estrutura populacional no Parque Estadual de Carlos Botelho, Sete Barras, SP, com a classificação sucessional e as referências de cada classificação.

Table 1. Species selected for the study of the population structure in the Carlos Botelho State Park, Sete Barras, SP, with the successional classification and the references of each classification.

Espécie	Classificação sucessional	Referência
<i>Alseis floribunda</i> Schott	Secundária	Bernacci et al. (2006)
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hill.) K.Schum.	Secundária inicial	Leite e Rodrigues (2008)
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vah) S.Grose	Secundária inicial	Gandolfi (1991)
<i>Myrsine hermodendron</i> (Jung-Mend. & Bernacci) M.F. Freitas & Kin.-Gouv.)	Secundária inicial	Bernacci et al. (2006)
<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichler	Típica de dossel	Souza et al. (2014)
<i>Quiina glazovii</i> Engl.	Secundária tardia	Catarino et al. (2006)
<i>Tetrastylidium grandifolium</i> (Baill.) Sleumer	Típica de dossel	Sztutman e Rodrigues (2002)
<i>Eugenia expansa</i> Spring ex Mart.	Clímax	Oliveira-Filho et al. (2004)
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Tolerante à sombra de subosque	Tabarelli e Mantovani (1997)
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Tolerante à sombra	Oliveira-Filho et al. (2004)
<i>Inga marginata</i> Willd.	Tolerante à sombra	Oliveira-Filho et al. (2004)
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	Tolerante à sombra	Oliveira-Filho et al. (2004)

Testamos o ajuste de três distribuições de densidade probabilística selecionadas a partir dos pressupostos teóricos de cada uma e por serem empregadas para descrever a variação de dados de diâmetro de populações arbóreas: distribuição Exponencial Negativa (Muller-Landau et al., 2006), Log-normal (Chen, 2004) e Weibull (Bailey e Dell, 1973). A distribuição Exponencial Negativa é frequentemente usada nas distribuições diamétricas de árvores (Lima, 2013), possui apenas um parâmetro que controla a inclinação da distribuição que é decrescente. A distribuição Log-normal é bastante comum na natureza e frequentemente usada para descrever valores contínuos de tamanho (Bolker, 2008). Na distribuição Log-normal, é possível estabelecer uma relação entre o grau de desigualdade da distribuição e os parâmetros da curva, esta distribuição se torna mais semelhante à curva normal à medida que o desvio-padrão diminui e mais próxima do formato de “J invertido” com o aumento do desvio-padrão (Otto e Day, 2007). A distribuição Weibull também é uma distribuição flexível,

pois pode tanto se aproximar do formato de uma curva normal, quanto de uma distribuição Exponencial Negativa (Crawley, 2007; Otto e Day, 2007).

Utilizamos um procedimento de seleção de modelos para verificar qual tipo de distribuição de densidade probabilística melhor se ajustava aos dados de distribuição de diâmetros de cada espécie. Selecionamos os modelos a partir do Critério de Informação de Akaike – AIC, que representa uma ponderação entre o número de parâmetros e o ganho em explicabilidade do modelo, com base no cálculo da verossimilhança (Crawley, 2007). O valor estimado pelo AIC representa a distância do modelo selecionado a um “modelo verdadeiro” (Hobbs e Hilborn, 2006). Desse modo, quanto menor o AIC, melhor é considerado o modelo, destacando-se que para dois modelos serem considerados diferentes é necessário que o $\Delta AIC \geq 2$ (Bolker, 2008). Para a seleção de modelos utilizamos o software R versão 3.3.1 (R Development Core Team, 2016), empregando o pacote bbmle – “Tools for general maximum likelihood estimation” (Bolker, 2016).

Calculamos o coeficiente de Gini para os dados de diâmetro dos indivíduos. O coeficiente de Gini é uma medida de concentração de tamanho ou de biomassa numa dada população, variando de 0 a 1, sendo que, quanto mais próximo de 1, maior é a desigualdade de tamanhos (Weiner e Solbrig, 1984). Para testar a igualdade entre as hierarquias das espécies e dos grupos ecológicos realizamos reamostragens de *bootstrap* com 1.000 repetições. Para os referidos cálculos utilizamos o software R versão 3.3.1 (R Development Core Team, 2016).

3 RESULTADOS

O levantamento das 12 espécies resultou em 5.410 indivíduos; deste total, 778 indivíduos foram agrupados como secundárias iniciais,

1.769 indivíduos como clímax de dossel e 2.863 como indivíduos clímax de sobosque. A distribuição das espécies em classes de tamanho resultou em 90% dos indivíduos com DAS inferior a 4,8 cm.

A comparação dos valores obtidos a partir da estatística descritiva indicou que as distribuições diamétricas de todas as espécies são assimétricas positivas, já que os valores da média foram maiores do que a moda (Tabela 2), indicando alta concentração no lado esquerdo das distribuições diamétricas com a cauda da curva, com poucas observações proporcionalmente ao tamanho da amostra, se estendendo ao lado direito. A assimetria positiva das distribuições de frequência de diâmetros é uma característica das curvas com o formato de “J invertido”. Não foram observadas distribuições com curvas no formato normal ou multimodal.

Tabela 2. Descritores estatísticos da distribuição da variável diâmetro à altura do solo – DAS para as 12 espécies estudadas no Parque Estadual de Carlos Botelho, Sete Barras, SP. Número de indivíduos amostrados (Ni), desvio-padrão (σ), média (μ), moda (M_o), comparação da medida de tendência central ($\mu - M_o$) e sinal da assimetria da curva (+ assimetria positiva).

Table 2. Statistical descriptors of the distribution of the variable diameter at ground height – DGH for the 12 species studied in the Carlos Botelho State Park, Sete Barras, SP. Number of individuals sampled (Ni), standard deviation (σ), mean (μ), mode (M_o), comparison of the central tendency measure ($\mu - M_o$) and curve asymmetry signal (+ positive asymmetry).

Espécies	Ni	Descritores			$\mu - M_o$	Assimetria da curva
		σ	μ	M_o		
<i>Alseis floribunda</i>	91	5,2	2,1	0,3	1,8	+
<i>Bathysa australis</i>	124	6,6	3,6	0,4	3,2	+
<i>Handroanthus serratifolius</i>	96	9,5	6,0	1,2	4,8	+
<i>Myrsine hermogenesii</i>	467	3,0	1,0	0,2	0,8	+
<i>Chrysophyllum viride</i>	113	16,5	6,1	0,7	5,4	+
<i>Quiina glaziovii</i>	127	6,5	3,2	0,5	2,7	+
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	1529	4,5	1,3	0,4	0,9	+
<i>Eugenia expansa</i>	324	2,3	2,0	0,9	1,1	+
<i>Garcinia gardneriana</i>	514	4,5	3,3	0,3	3,0	+
<i>Guapira opposita</i>	957	4,7	3,1	0,6	2,5	+
<i>Inga marginata</i>	393	1,5	0,7	0,2	0,5	+
<i>Rudgea jasminoides</i>	675	2,8	1,2	0,3	0,9	+

As distribuições diamétricas das espécies secundárias iniciais e clímax de dossel não se assemelharam aos modelos esperados para os grupos ecológicos destas espécies (Figura 1). Somente o grupo das espécies clímax de subosque tiveram a distribuição de tamanhos de acordo com o esperado, em formato de “J invertido” (Figura 1).

As distribuições diamétricas de todas as espécies, independentemente de seu grupo ecológico,

apresentaram melhor ajuste aos dados quando empregamos a distribuição Log-normal, sendo a distribuição de densidade probabilística selecionada (Tabela 3). A distribuição de Weibull foi o segundo modelo com melhor ajuste e a distribuição Exponencial Negativa, em terceiro lugar para quase todas as espécies, a única exceção foi a espécie *Eugenia expansa* em que a distribuição Exponencial Negativa foi o segundo modelo com melhor ajuste e a distribuição de Weibull, o terceiro (Tabela 3).

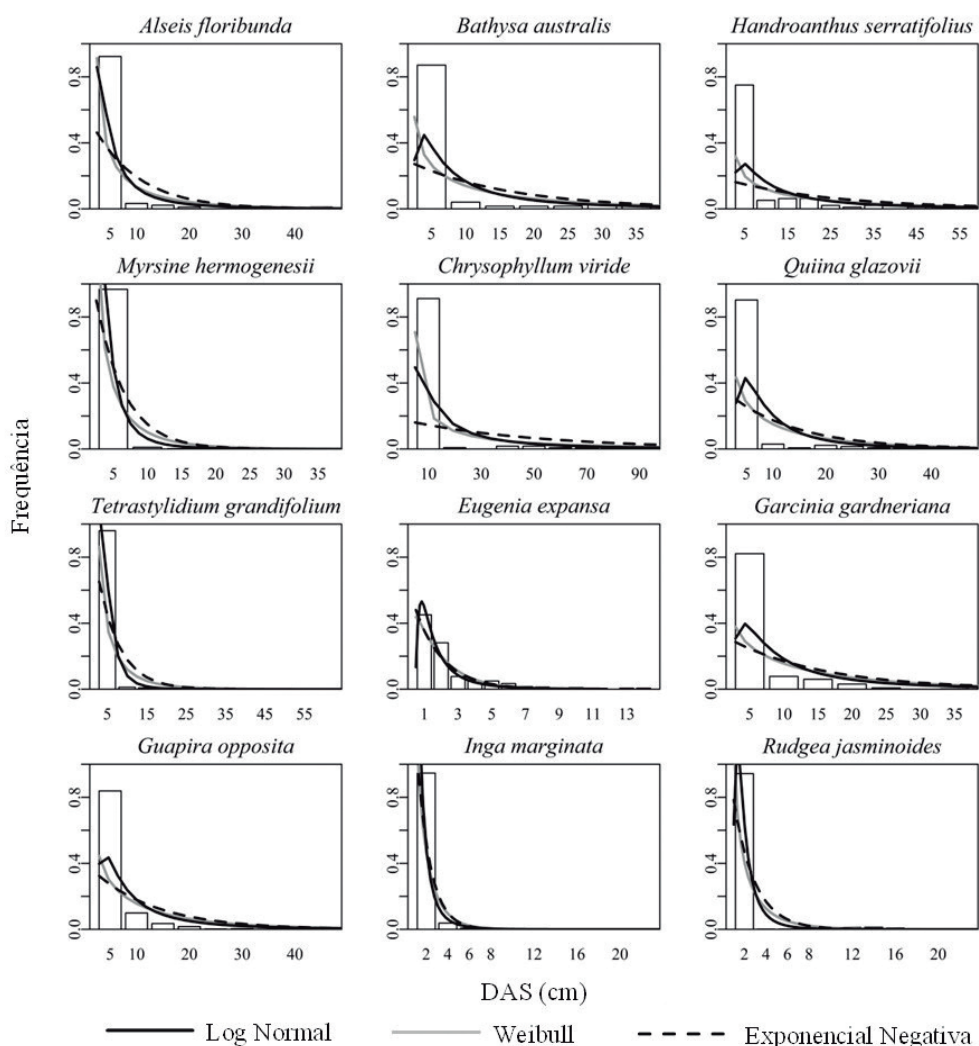


Figura 1. Distribuição de frequência de diâmetros e o seus respectivos ajustes aos modelos Log-normal, Weibull e Exponencial Negativa das espécies estudadas no Parque Estadual de Carlos Botelho, Sete Barras, SP. Note que a distribuição Log-normal apresentou melhor ajuste.

Figure 1. Frequency distribution of diameters and their respective fits to the Log-normal, Weibull and Exponential Negative models of the studied species in the Carlos Botelho State Park, Sete Barras, SP. Notice that the Log-normal distribution presented the best fit.

Tabela 3. Resultado da seleção dos modelos de distribuição probabilística ajustados às distribuições da variável diâmetro à altura do solo – DAS das 12 espécies estudadas no Parque Estadual de Carlos Botelho, Sete Barras, SP. O modelo com o ΔAIC igual a zero é aquele com o melhor ajuste. AIC = Critério de Informação de Akaike; gl = graus de liberdade; ΔAIC = diferença entre os valores de AIC dentre os modelos ajustados.

Table 3. Results of the selection of probabilistic distribution models adjusted to the distributions of the variable diameter at ground height – DGH of the 12 species studied in the Carlos Botelho State Park, Sete Barras, SP. The model with ΔAIC equal to zero is the one with the best fit. AIC = Akaike Information Criterion; gl = degrees of freedom; ΔAIC = difference among AIC values among adjusted models.

Espécies	Modelos								
	Log-normal			Weibull			Exponencial negativa		
	AIC	gl	ΔAIC	AIC	gl	ΔAIC	AIC	gl	ΔAIC
<i>Alseis floribunda</i>	253,3	2	0,0	285,1	2	31,8	315,5	1	62,2
<i>Bathysa australis</i>	511,2	2	0,0	543,3	2	32,1	565,8	1	54,6
<i>Handroanthus serratifolius</i>	494,2	2	0,0	520,2	2	26,1	536,8	1	42,6
<i>Myrsine hermogenesii</i>	473,5	2	0,0	780,5	2	306,9	941,4	1	467,8
<i>Chrysophyllum viride</i>	472,8	2	0,0	528,1	2	55,3	637,3	1	164,4
<i>Quina glaziovii</i>	494,5	2	0,0	559,6	2	65,1	574,2	1	79,7
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	1903,6	2	0,0	3359,1	2	1445,6	3900,7	1	1997,1
<i>Eugenia expansa</i>	1036,8	2	0,0	1094	2	57,2	1092,9	1	56,1
<i>Garcinia gardneriana</i>	2126,1	2	0,0	2233,8	2	107,7	2255,2	1	129,1
<i>Guapira opposita</i>	3817,0	2	0,0	4086,2	2	269,2	4159,5	1	342,4
<i>Inga marginata</i>	388,0	2	0,0	526,9	2	138,8	540,6	1	152,5
<i>Rudgea jasminoides</i>	959,6	2	0,0	1449,2	2	489,6	1565,8	1	606,2

Os valores de coeficiente de Gini para os diâmetros foram superiores a 0,5, indicando alta desigualdade entre nos diâmetros (alta hierarquia) para todas as espécies (Tabela 4). As espécies com maior desigualdade nos diâmetros foram *Chrysophyllum viride*, *Myrsine hermogenesii* e *Alseis floribunda*. Por outro lado, a espécie *Eugenia expansa*, apresentou a menor desigualdade nos tamanhos (Tabela 4). A reamostragem *bootstrap* do coeficiente de Gini das espécies evidenciou *C. viride* como diferente das demais espécies, exceto com *M. hermogenesii* e *A. floribunda*; e a espécie *E. expansa* diferente de todas espécies menos *Quina glaziovii* e *Inga marginata* (Figura 2). Ao considerar os grupos ecológicos, os maiores valores do coeficiente de Gini foram os das espécies secundárias iniciais, seguidos das espécies de dossel e por último as espécies de sobosque (Tabela 5). A partir da reamostragem *bootstrap* encontramos diferenças significativas entre o grupo das espécies de subosque e os demais grupos; não observamos diferenças significativas entre o grupo das clímax de dossel e as secundárias iniciais (Figura 3).

4 DISCUSSÃO

Todas as espécies estudadas apresentaram em comum elevada concentração de indivíduos na primeira classe de tamanho com diminuição drástica do número de indivíduos na passagem da primeira para as demais classes, constatado a partir da assimetria positiva na distribuição diamétrica de todas as espécies. Harper (1977) e Silvertown e Doust (1993) denominaram essa severa redução da primeira para as demais classes de “efeito gargalo”. Se a primeira classe de tamanho é realmente uma classe na qual se acumulam indivíduos, a passagem para a próxima classe estaria condicionada a alguma alteração nas condições do microssítio, especialmente a luminosidade (Lima, 2005). A distribuição dos indivíduos em estruturas do tipo “J-invertido”, indica um balanço positivo entre recrutamento e mortalidade, que só ocorre quando os indivíduos menores substituem, sucessivamente, os indivíduos adultos na população (Meira-Neto e Martins, 2003; Bernasol e Lima-Ribeiro, 2010; Souza et al., 2012).

Tabela 4. Comparação entre as distribuições de coeficiente de Gini gerados por *bootstrap* calculados a partir da distribuição dos diâmetros à altura do solo – DAS das 12 espécies estudadas no Parque Estadual de Carlos Botelho, Sete Barras, SP. As letras iguais indicam que não há diferença estatística entre as distribuições de coeficiente de Gini. G = coeficiente de Gini calculado a partir dos dados de distribuição dos DAS; Gm = mediana; Intervalo de confiança = quantis 2,5% e 97,5% da distribuição de coeficientes de Gini gerados por *bootstrap*.

Table 4. Comparison among the distributions of Gini coefficient generated by bootstrap calculated from the distribution of soil diameters – DAS of the 12 species studied in the Carlos Botelho State Park, Sete Barras, SP. Equal letters indicate that there is no statistical difference between the distributions of Gini coefficient. G = Gini coefficient calculated from DAS distribution data; Gm = median; Confidence interval = 2.5% and 97.5% of the distribution of Gini coefficients generated by bootstrap.

Espécies	G	Gm	Intervalo de confiança	
			2,5%	97,5%
<i>Alseis floribunda</i>	0,7072	0,6927 a,b	0,5594	0,7760
<i>Bathysa australis</i>	0,6569	0,6533 a	0,5726	0,6955
<i>Handroanthus serratifolius</i>	0,6616	0,6542 a	0,5984	0,7021
<i>Myrsine hermogenesii</i>	0,6991	0,6972 a,b	0,6107	0,7491
<i>Chrysophyllum viride</i>	0,8044	0,7990 b	0,7232	0,8225
<i>Quiina glaziovii</i>	0,6322	0,6255 a,c	0,5303	0,6853
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	0,6611	0,6577 a	0,6025	0,7017
<i>Eugenia expansa</i>	0,5106	0,5088 c	0,4756	0,5405
<i>Garcinia gardneriana</i>	0,5960	0,5955 a	0,5729	0,6153
<i>Guapira opposita</i>	0,6166	0,6153 a	0,5933	0,6361
<i>Inga marginata</i>	0,5768	0,5733 a,c	0,5036	0,6370
<i>Rudgea jasminoides</i>	0,6298	0,6273 a	0,5692	0,6680

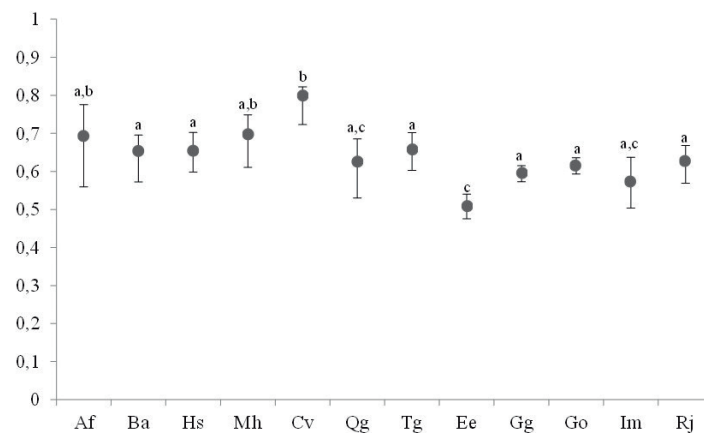


Figura 2. Distribuição das medianas dos coeficientes de Gini e respectivos intervalos de confiança das 12 espécies estudadas no Parque Estadual de Carlos Botelho, Sete Barras, SP. Letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os valores. Af = *Alseis floribunda*, Ba = *Bathysa australis*, Hs = *Handroanthus serratifolius*, Mh = *Myrcine hermogenesii*, Cv = *Chrysophyllum viride*, Qg = *Quiina glazovii*, Tg = *Tetrastylidium grandifolium*, Ee = *Eugenia expansa*, Gg = *Garcinia gardneriana*, Go = *Guapira opposita*, Im = *Inga marginata* e Rj = *Rudgea jasminoides*.

Figure 2. Distribution of the medians of Gini coefficients and respective confidence intervals of the 12 species studied in the Carlos Botelho State Park, Sete Barras, SP. Equal letters indicate that there is no statistical difference between values.

Tabela 5. Comparação entre as distribuições de coeficiente de Gini gerados por *bootstrap* calculados a partir da distribuição dos diâmetros à altura do solo – DAS das 12 espécies estudadas por grupos ecológicos no Parque Estadual de Carlos Botelho, Sete Barras, SP. As letras iguais indicam que não há diferença estatística entre as distribuições de coeficiente de Gini. G = coeficiente de Gini calculado a partir dos dados de distribuição dos DAS; Gm = mediana; Intervalo de confiança = quantis 2,5% e 97,5% da distribuição de coeficientes de Gini gerados por *bootstrap*.

Table 5. Comparison among the distributions of Gini coefficient generated by bootstrap calculated from the diameter at ground height – DGH of the 12 species studied by ecological groups in the Carlos Botelho State Park, Sete Barras, SP. Equal letters indicate that there is no statistical difference among the distributions of Gini coefficient. G = Gini coefficient calculated from DGH distribution data; Gm = median; Confidence interval = 2.5% and 97.5% of the distribution of Gini coefficients generated by bootstrap.

Grupos ecológicos	G	Gm	Intervalo de confiança	
			2,5%	2,5%
Secundárias iniciais	0,7515	0,7323 a	0,69218	0,7640
Clímax de dossel	0,7222	0,7220 a	0,682345	0,7557
Clímax de subosque	0,6482	0,6557 b	0,643759	0,6680

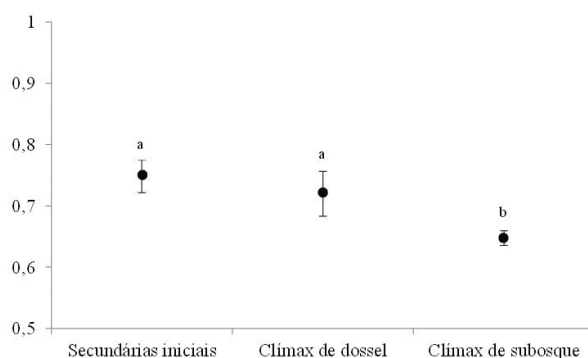


Figura 3. Distribuição das medianas dos coeficientes de Gini e respectivos intervalos de confiança dos grupos ecológicos selecionados no Parque Estadual de Carlos Botelho, Sete Barras, SP. Letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os valores.

Figure 3. Distribution of the medians of Gini coefficients and respective confidence intervals of the selected ecological groups in the Carlos Botelho State Park, Sete Barras, SP. Equal letters indicate that there is no statistical difference between values.

As espécies do grupo das secundárias iniciais (*Alseis floribunda*, *Bathysa australis*, *Handroanthus serratifolia* e *Myrsine hermogenesii*) não apresentaram os modelos sigmoidal ou normal esperado para a distribuição dos indivíduos em classes de tamanho (Bongers et al., 1988; Oliveira-Filho et al., 1996; Poorter et al., 1996; Lobo-Faria, 1998), os quais exibem estruturas de tamanho semelhantes e predominância de indivíduos nas classes intermediárias. Esta estrutura, segundo Knight (1975) e Hubbell (1979), seria resultante da reduzida capacidade de sobrevivência de indivíduos jovens sob sombreamento, não formando banco de plântulas ou de jovens. Os efeitos do sombreamento

para as espécies estudadas provavelmente refletiram na baixa densidade relativa de *A. floribunda*, *B. australis* e *H. serratifolius*. Um evento reprodutivo em data próxima à coleta de dados (observação pessoal) da espécie *M. hermogenesii* determinou a alta densidade de indivíduos recrutados recentemente, na qual, do total de indivíduos, 70% apresentaram DAS menor que 0,5 cm, o que justifica a alta densidade dessa espécie em relação às demais do grupo das secundárias iniciais. Desse modo, a época de realização do censo pode influenciar na determinação da estrutura de tamanhos, assim como, fatores de periodicidade da reprodução (anual ou supra-anual).

Quanto às espécies do grupo clímax de dossel, a estrutura populacional esperada também não foi observada. Geralmente, nas espécies de dossel e emergentes, a distribuição dos indivíduos em classes de tamanho é do tipo bimodal ou multimodal (Zavala et al., 2007), caracterizada por uma estrutura de tamanhos variável e flutuante, com algumas classes pouco frequentes em relação às demais. Essas classes estariam associadas a uma variação temporal nas taxas de sobrevivência e recrutamento, devido a grandes perturbações e/ou diferentes demandas de luz durante a ontogenia dos indivíduos (Clark e Clark, 1987). Algumas espécies de dossel demandam repetidos eventos de abertura de clareira para o recrutamento progressivo de indivíduos nas maiores classes de tamanho, até atingirem o dossel da floresta.

A rejeição da hipótese inicial referente à estrutura de tamanhos de espécies classificadas como clímax de dossel, com alta concentração de indivíduos pequenos, estrutura pouco comum para este grupo ecológico, também foi observada para a espécie *Alseis backiana*, espécie típica de dossel na ilha de Barro Colorado, em Dalling et al. (2001), em que observaram para a espécie atributos de espécies pioneiras e de espécies não pioneiras, entre elas, respectivamente: taxas de germinação maior em áreas de clareiras do que no subosque e baixas taxas de mortalidade no subosque, entre outros fatores. Esses resultados indicam que há lacunas de conhecimento, principalmente no tange à história de vida das espécies, tornando frágeis as classificações das espécies em grupos funcionais.

O grupo das espécies clímax de subosque foi o único que apresentou o padrão esperado, com a distribuição de tamanhos dos indivíduos do tipo “J-invertido”. Essa estrutura populacional está comumente associada a espécies com alta capacidade regenerativa, tolerantes à sombra e com baixas taxas de mortalidade devido à alta taxa de recrutamento para as classes de tamanho seguintes (Knight, 1975; Whitmore, 1984; Sato et al., 1994; Tanouchi e Yamamoto, 1995; Meira-Neto e Martins, 2003; Wright et al., 2003; Souza et al., 2012).

O padrão de distribuição diamétrica em forma de “J-invertido” sugere para todas as populações analisadas a presença de representantes em todas as classes de tamanho, porém, com maior densidade nas menores classes. Segundo Alves Júnior et al. (2009), o padrão “J-invertido” indica um

balanço positivo entre recrutamento e mortalidade, sendo característico de populações autorregenerativas, uma vez que tal padrão só ocorre quando os indivíduos menores substituem, sucessivamente, os indivíduos adultos na população. Por outro lado, esse padrão também pode indicar ciclo de vida curto com tamanho limitado por características genéticas ou tempo curto de regeneração na mata, ou seja, a floresta está no início do processo de regeneração (Pinto et al., 2007) ou, ainda, limitado potencial de crescimento na área, não alcançando classes diamétricas superiores (Cunha e Silva Junior, 2012), esta última hipótese pode ser aplicada, tanto para as espécies secundárias iniciais e clímax de dossel, que estão aguardando uma situação propícia para se desenvolver. Já as espécies clímax de subosque podem apresentar, além do banco de plântulas/jovens, uma limitação genética de crescimento em diâmetro, decorrente de populações de indivíduos de pequeno porte, mesmo quando adultos (Bernasol e Lima-Ribeiro, 2010).

Os modelos de distribuição testados neste estudo forneceram descrições plausíveis para todas as espécies. A distribuição Log-normal foi a que apresentou o melhor ajuste, este modelo se deve à transformação da variável diâmetro para logaritmo, o que de certa maneira padroniza os valores de diâmetro dentro de uma menor amplitude, diminuindo os valores dos desvios em relação à média (Lima, 2014). O modelo Log-normal, já há algum tempo, tem sido selecionado como o melhor ajuste na descrição da estrutura de florestas temperadas ou manejadas (Bliss e Reinker, 1964; Nanang, 1998; Podlaski, 2008). Estudos recentes na região tropical, em áreas naturais, também têm selecionado esse modelo para a descrição das suas estruturas de diâmetros. Jurinitz (2010), em um estudo no Planalto Atlântico Paulista, selecionou o modelo Log-normal com o melhor ajuste para a população da espécie *Guapira opposita*; Lima (2014) também selecionou o modelo Log-normal como o melhor ajuste para as populações com maior valor de importância na Caatinga. A seleção deste modelo como o melhor ajuste das distribuições diamétricas indica um contínuo de tamanhos e que as populações se apresentam estáveis, ou seja, o recrutamento compensa a mortalidade ao longo do tempo (Alves Júnior et al., 2009; Lopes et al., 2011; Cunha e Silva Júnior, 2012).

Apesar de amplamente utilizado, e ter ficado entre o segundo melhor ajuste para a maioria das espécies deste estudo, a limitação do uso do modelo Weibull reside no pressuposto da existência de uma relação linear entre idade e tamanho, sendo a utilização do Weibull meramente fenomenológica quando não há estudos ontogenéticos para que tal relação seja comprovada. A estrutura de tamanhos das espécies estudadas indicou a existência de um banco de plântulas e/ou jovens, consequentemente, não podemos afirmar que exista uma relação linear entre idade e tamanhos (Souza, 2008). Nesse contexto, Lima et al. (2015) alertam que a escolha dos modelos a serem testados deve considerar os pressupostos assumidos na formulação de cada modelo, para se minimizar o risco de um modelo descrever bem um padrão que foi gerado por processos diferentes daqueles assumidos na formulação de tal modelo.

O modelo Exponencial Negativo é tradicionalmente utilizado para descrever as estruturas de tamanho com o formato de “J-invertido”, no entanto, foi o terceiro melhor ajuste para quase todas as espécies, apenas a espécie *Eugenia expansa* apresentou esse modelo como o segundo melhor ajuste. A diferença entre os outros dois modelos testados aqui está no fato de que o modelo Exponencial Negativo apresenta apenas um parâmetro, λ , que controla a inclinação da distribuição decrescente, este parâmetro é a taxa de ocorrência; a grande vantagem e ampla utilização deste modelo decorrem desta característica, pois quanto mais parâmetros tem um modelo, mais complexa é a sua representação gráfica e interpretação biológica (Lima et al., 2015).

A caracterização da hierarquia de tamanhos de uma determinada população a partir do coeficiente de Gini é uma maneira de se descrever a distribuição de tamanhos sem a interferência dos intervalos de classe (Weiner e Solbrig, 1984). Os valores do coeficiente de Gini foram altos para todas as espécies, indicando baixa equabilidade de tamanhos (alta hierarquia). Tanouchi e Yamamoto (1995), em estudo realizado em uma floresta no sudoeste do Japão, também obtiveram altos valores para o coeficiente de Gini para a maior parte das espécies estudadas, independentemente do seu grupo funcional.

A interpretação biológica do coeficiente de Gini tradicionalmente correlaciona maiores valores de Gini à estabilidade. Entre as populações deste estudo, os maiores coeficientes foram os obtidos para as populações de espécies secundárias iniciais e clímax de dossel, já as espécies de subosque apresentaram os menores valores, indicando que estas espécies estão adaptadas à baixa luminosidade do subosque e dentre as espécies estudadas são as que apresentam melhor equabilidade de tamanhos, com maior número de indivíduos com tamanhos intermediários.

Ao considerar os grupos ecológicos, a condição discutida acima é reforçada, pois embora o grupo das espécies clímax de subosque apresentem valores altos (acima de 0,5) ainda assim, os valores obtidos são significativamente diferentes dos demais grupos, indicando que as espécies que compõem esse grupo apresentam características comuns de adaptação às condições do subosque. No nosso estudo, a maior desigualdade de tamanhos não foi proporcional à tolerância à sombra, rejeitando a hipótese inicial, a alta hierarquia encontrada pode estar associada à ausência ou à baixa proporção de indivíduos em classes intermediárias e maiores (como observado para as espécies clímax de dossel e secundárias iniciais). Estudos recentes têm destacado que valores muito altos de coeficiente de Gini, nem sempre são indicativos de sustentabilidade (Virillo et al., 2011).

Evidências experimentais destacam que espécies intolerantes e tolerantes à sombra podem germinar sob uma larga extensão de condições ambientais (Pearson et al., 2002), contradizendo as ideias clássicas de Swaine e Whitmore (1988). A seleção ocorreria principalmente nos estádios mais avançados do ciclo de vida, quando as espécies estão crescendo rumo ao dossel (Poorter et al., 2005). Em ambientes nos quais não existem restrições hídricas e o tipo de solo não difere entre as unidades amostrais, como é o caso da área estudada, fatores como a disponibilidade de energia fotossinteticamente ativa passam a ser determinantes nas diferenças de crescimento, na permanência em uma dada classe de tamanho, na probabilidade de recrutamento para classes de maior tamanho e na distribuição espacial das espécies arbustivas e arbóreas dentro das florestas tropicais úmidas (Chazdon, 1988; Poorter et al., 2005).

As espécies que dependem de luz em algum estágio de seu desenvolvimento ficariam estacionadas na primeira classe de tamanho, ora no banco de plântulas, ora no banco de jovens, à espera de condições de luminosidade apropriadas ao seu desenvolvimento (Augspurger, 1984; Brokaw, 1986; Swaine e Whitmore, 1988; Lima, 2005). A alta concentração de indivíduos no banco de jovens e/ou plântulas sugere a existência de restrições nas taxas de recrutamento entre estas classes devido à baixa disponibilidade de luz (Lima, 2005). Outros fatores bióticos também podem estar associados; como a herbivoria (Schupp, 1988) e competição (Dirzo et al., 1992), no entanto, estudos de dinâmica são necessários para confirmar essas hipóteses.

A partir dos resultados obtidos para as populações estudadas foi possível identificar que as respostas demográficas em relação à luz tendem a ser contínuas com diferenças sutis, ao invés de discretas, no entanto as subdivisões dos grupos ecológicos, embora de grande importância e utilidade, são arbitrárias dentro de um contínuo de caracteres, formando grupos sem limites bem definidos (Denslow, 1980; Swaine e Whitmore, 1988). Portanto, não há uma dicotomia entre espécies tolerantes e intolerantes à sombra, e sim um contínuo de respostas ecofisiológicas e os agrupamentos de espécies ocultam inevitavelmente diferenças inter e intraespecíficas (Alvarez-Buylla e Martínez-Ramos, 1992; Clark e Clark, 1992; Osunkoya et al., 1994; Condit et al., 1996; Dalling et al., 2001; Hubbell, 2001, 2005; Poorter et al., 2006).

5 CONCLUSÕES

As espécies agrupadas na categoria de subosque foram as únicas que apresentaram concordância com o modelo de estrutura esperado, por outro lado, as espécies secundárias iniciais e as clímax de dossel apresentaram discordância entre o esperado e o observado, com relação ao tipo de distribuição e à hierarquia de tamanhos. O melhor ajuste selecionado, modelo Log-normal, destaca a alta assimetria positiva e indica a existência de um contínuo de tamanhos. Esses resultados enfatizam a limitação da categorização das espécies em classes discretas de grupos ecológicos e reforça a existência de um contínuo ecológico.

A relação entre a desigualdade de tamanhos e aumento de estabilidade populacional indicou limitações interpretativas, pois não foi obtida uma relação diretamente proporcional entre a tolerância à sombra e o coeficiente de Gini.

As espécies com atributos de tolerância e intolerância à sombra, a depender da fase de vida em que se encontram, como as clímax de dossel e as secundárias iniciais, devem ser prioritárias em estudos de autoecologia.

6 AGRADECIMENTOS

Ao CNPq, pela bolsa de estudos concedida nos primeiros dois anos deste estudo. À equipe de apoio do Projeto Temático 40 ha de Parcelas Permanentes. Ao Dr. Bruno Almozara Aranha pelo auxílio nas análises estatísticas. Aos revisores anônimos que colaboraram para o aprimoramento do texto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AUGSPURGER, C.K. Light requirements of neotropical tree seedlings: a comparative study of growth and survival. **Journal of Ecology**, v. 72, p. 777-795, 1984.
- ALVAREZ-BUYLLA, E.R.; MARTINEZ-RAMOS, M. Demography and allometry of *Cecropia obtusifolia*, a neotropical pioneer tree – an evaluation of the climax pioneer paradigm for tropical rain forests. **Journal of Ecology**, v. 80, p. 275-290, 1992.
- ALVES JUNIOR, F.T. et al. Estrutura diamétrica de um fragmento de Floresta Atlântica em matriz de cana-de-açúcar, Catende, Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 4, p. 328-333, 2009.
- BAILEY, R.L.; DELL, T.R. Quantifying diameter distributions with the Weibull function. **Forest Science**, v. 19, p. 97-104, 1973.
- BARBOUR, M.G.; BURK, J.H.; PITTS, W.D. **Terrestrial Plant Ecology**. 2nd ed. Menlo-Park: Benjamin/Cummings, 1987. 634 p.
- BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. **Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination**. London: Academic Press, 1998. 666 p.

- BERNACCI, L.C. et al. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da reserva do Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). **Revista do Instituto Florestal**, v. 18, p. 123-168, 2006.
- BERNASOL, W.P.; LIMA-RIBEIRO, M.S. Estrutura espacial e diamétrica de espécies arbóreas e seus condicionantes em um fragmento de cerrado sentido restrito no sudoeste goiano. **Hoehnea**, v. 37, n. 2, p. 181-198, 2010.
- BLISS, C.I.; REINKER K.A. A lognormal approach to diameter distributions in even-aged stands. **Forest Science**, v. 10, p. 350-360, 1964.
- BOLKER, B.M. **Ecological models and data in R**. Princeton: Princeton University Press, 2008. 396 p.
- _____. **Bbmle**: tools for general maximum likelihood estimation. R package version 1.0.18. 2016. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/bbmle/index.html>>. Acesso em: 7 out. 2016.
- BONGERS, F. et al. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. **Vegetatio**, v. 74, p. 55-80, 1988.
- BROKAW, N.V.L. Seed dispersal, gap colonization, and the case of *Cecropia insignis*. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T.H. (Ed.). **Frugivores and seed dispersal**. Dordrecht: Dr W. Junk Publishers, 1986. p. 323-331.
- CATHARINO, E.L.M. et al. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1-28, 2006.
- CHAZDON, R.L. Sunflecks and their importance to forest understorey plants. **Advances in Ecological Research**, v. 18, p. 1-63, 1988.
- CHEN, W.J. Tree size distribution functions of four boreal forest types for biomass mapping. **Forest Science**, v. 50, p. 436-449, 2004.
- CLARK, D.A.; CLARK, D.B. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. **Ecological Monographs**, v. 62, p. 315-344, 1992.
- CLARK, D.B.; CLARK, D.A. Population ecology and microhabitat distribution of *Dipteryx panamensis*, a neotropical rain forest emergent tree. **Biotropica**, v. 19, p. 236-244, 1987.
- COX, D.R.; OAKES, D. **Analysis of survival data – monographs on statistics and applied probability**. London: Chapman and Hall, 1984. 201 p.
- CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Assessing the response of plant functional types to climatic change in tropical forests. **Journal of Vegetation Science**, v. 7, p. 405-416, 1996.
- CRAWLEY, M.J. **The R book**. Chichester: John Wiley & Sons, 2007. 942 p.
- CUNHA, M.C.L.; SILVA JÚNIOR, M.C. Estrutura diamétrica e hipsométrica na Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre – PB. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, n. 2, p. 292-300, 2012.
- DALLING, J.W. et al. The unusual life history of *Alseis blackiana*: a shade-persistent pioneer tree? **Ecology**, v. 82, p. 933-945, 2001.
- DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v. 12, p. 47-51, 1980.
- _____. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. **Ecological Application**, v. 5, p. 962-968, 1995.
- DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA – DAEE. Banco de Dados Hidrológicos. Disponível em: <<http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>>. Acesso em: 12 fev. 2016.
- DIRZO, R. et al. The effects of gap size and age on the understorey herb community of a tropical Mexican rainforest. **Journal of Ecology**, v. 80, n. 4, p. 809-822, 1992.
- FEELEY, K.J. et al. Do current stem size distributions predict future population changes? An empirical test of intraspecific patterns in tropical trees at two spatial scales. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, p. 191-198, 2007.
- GANDOLFI, S. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, município de Guarulhos, SP**. 1991. 232 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas.
- GENTRY, A.H.; TERBORGH, J. Composition and dynamics of the Cocha Cashu “mature” floodplain forest. In: GENTRY, A.H. (Ed.). **Four neotropical rainforests**. New York: Yale University Press, 1990. p. 542-564.

- HAFLEY, W.L.; SCHREUDER, H.T. Statistical distributions for fitting diameter and height data in even-aged stands. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 7, p. 481-487, 1977.
- HARPER, J.L. **Population biology of plants**. New York: Academic Press, 1977. 892 p.
- HARTSHORN, G.S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, v. 12, p. 23-30, 1980.
- HOBBS, N.T.; HILBORN, R. Alternatives to statistical hypothesis testing in Ecology: a guide to self teaching. **Ecological Applications**, v. 16, p. 5-19, 2006.
- HUBBELL, S.P. Tree dispersion, abundance and diversity in a tropical dry forest. **Science**, v. 203, p. 1299-1309, 1979.
- _____. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 2001. 375 p.
- _____. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. **Functional Ecology**, v. 19, p. 166-172, 2005.
- _____.; FOSTER, R.B. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In: CRAWLEY, M.J. (Ed.). **Plant ecology**. Oxford: Blackwell Scientific, 1986. p. 77-96.
- _____. La estructura espacial en gran escala de un bosque neotropical. **Revista de Biología Tropical**, v. 35 (supl.), p. 7-22, 1987.
- HUTCHINGS, M.J. The structure of plant populations. In: CRAWLEY, M.J. (Ed.). **Plant ecology**. 2nd ed. London: Blackwell Science, 1997. p. 475-531.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2012. 275 p. (Série Manuais Técnicos em Geociências, n. 1).
- JURINITZ, C.F. **Ecologia das populações de duas espécies arbóreas em fragmentos florestais no Planalto Atlântico Paulista**. 2010. 82 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- KNIGHT, D.H. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. **Ecological Monographs**, v. 45, p. 259-284, 1975.
- KÖPPEN, W. **Climatología: con un estudio de los climas de la tierra**. Mexico: Fondo de Cultura Económica, 1948. 478 p.
- LEE, D.W. Irradiance and spectral quality affect Asian tropical rain forest tree seedling development. **Ecology**, v. 77, p. 568-580, 1996.
- LEITE, E.C.; RODRIGUES, R.R. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de Floresta Estacional no Sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, v. 32, n. 3, p. 583-595, 2008.
- LIMA, R.A.F. Estrutura e regeneração de clareiras em florestas pluviais tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 4, p. 651-670, 2005.
- _____. **Ajuste e seleção de modelos na descrição de comunidades arbóreas: estrutura, diversidade e padrões espaciais**. 2013. 196 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- _____.; BATISTA, J.L.F.; PRADO, P.I. Modeling tree diameter distributions in natural forests: an evaluation of 10 statistical models. **Forest Science**, v. 61, p. 320-327, 2015.
- LIMA, R.B. **Distribuição diamétrica e volumetria em vegetação de Caatinga arbustiva-arbórea, Floresta – PE**. 2014. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- LOBO-FARIA, P.C. **Estratégias adaptativas de espécies arbóreas típicas de ambiente de solo hidricamente saturado: uma abordagem morfológica, bioquímica e ecofisiológica**. 1998. 132 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas.
- LOPES, S.F. et al. Caracterização ecológica e distribuição diamétrica da vegetação arbórea em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual na fazenda experimental do Glória, Uberlândia, MG. **Bioscience Journal**, v. 27, n. 2, p. 322-335, 2011.
- MEIRA-NETO, J.A.A.; MARTINS, F.R. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da Mata da Silvicultura, uma floresta Estacional Semidecidual no Município de Viçosa-MG. **Árvore**, v. 27, n. 4, p. 459-471, 2003.

- MULLER-LANDAU, H.C. et al. Comparing tropical forest tree size distributions with the predictions of metabolic ecology and equilibrium models. **Ecology Letters**, v. 9, p. 589-602, 2006.
- MUNIZ, M.R.A. **Estudo do regime de luz nas quatro principais formações fitogeográficas no estado de São Paulo durante o inverno do ano de 2003**. 2004. 189 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade de Campinas, Campinas.
- NANANG, D.M. Suitability of the Normal, Log-normal and Weibull distributions for fitting diameter distributions of Neem plantations in Northern Ghana. **Forest Ecology and Management**, v. 103, p. 1-7, 1998.
- NUNES, Y.R.F.; PETRERE JÚNIOR, M. Structure and dynamics of a *Cariniana estrellensis* (Lecythidaceae) population in a fragment of Atlantic Forest in Minas Gerais, Brazil. **Rodriguésia**, v. 63, n. 2, p. 257-267, 2012.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CAMISÃO-NETO, A.A.; VOLPATO, M.M.L. Structure and dispersion of four tree population in an area of montane semideciduous forest in southeastern Brazil. **Biotropica**, v. 28, p. 762-769, 1996.
- _____. et al. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, p. 685-701, 2004.
- OSUNKOYA, O.O. et al. Influence of seed size and seedling ecological attributes on shade-tolerance of rain-forest tree species in northern Queensland. **Journal of Ecology**, v. 82, p. 149-163, 1994.
- OTTO, S.P.; DAY, T. **A biologist's guide to mathematical modelling in ecology and evolution**. Princeton: Princeton University Press, 2007. 732 p.
- PANETTA, F.D. Shade tolerance as reflected in population structures of the woody weed, groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L.). **Australian Journal of Botany**, v. 27, p. 609-615, 1979.
- PEARSON, T.R.H. et al. Germination ecology of neotropical pioneers: interacting effects of environmental conditions and seed size. **Ecology**, v. 83, p. 2798-2807, 2002.
- PEARSON, T.R.H. et al. Interactions of gap size and herbivory on establishment, growth and survival of three species of neotropical pioneer trees. **Journal of Ecology**, v. 91, p. 785-796, 2003.
- PINTO, S.I.C. et al. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo de dois estádios sucessionais de Floresta Estacional Semidecidual na Reserva Florestal Mata do Paraíso, Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, v. 31, n. 5, p. 823-833, 2007.
- PODLASKI, P. Characterization of diameter distribution data in near-natural forests using the Birnbaum-Saunders distribution. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 38, p. 518-527, 2008.
- POORTER, L. et al. Regeneration of canopy tree species at five sites in West African moist forest. **Forest Ecology and Management**, v. 84, p. 61-69, 1996.
- _____. et al. Beyond the regeneration phase: differentiation of height-light trajectories among tropical tree species. **Journal of Ecology**, v. 93, p. 256-267, 2005.
- _____.; BONGERS, L.; BONGERS, F. Architecture of 54 moist-forest tree species: traits, trade-offs, and functional groups. **Ecology**, v. 87, p. 1289-1301, 2006.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2016. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>. Acesso em: 4 out. 2016.
- RODRIGUES, R.R. **40 ha de Florestas do Estado de São Paulo: uma experiência multidisciplinar**. 4º Relatório Científico. 2006. Disponível em: <<http://www.lerf.esalq.usp.br/parrel2005.php>>. Acesso em: 25 ago. 2015.
- SATO, T.; TANOUCHI, H.; TAKESHITA, K. Initial regenerative processes of *Distylium racemosum* and *Persea thunbergii* in an evergreen broad-leaved forest. **Journal of Plant Research**, v. 107, p. 331-337, 1994.
- SCHUPP, E.W. Factors affecting post-dispersal seed survival in a tropical forest. **Oecologia**, v. 76, p. 525-530, 1988.
- SILVERTOWN, J.W.; DOUST, J.L. **Introduction to plant population biology**. Oxford: Blackwell Scientific Pub., 1993. 210 p.

- SOARES JUNIOR, A.A.; VIDAL-TORRADO, P.; SILVA, A.C. **Mapeamento ultradetalhado dos solos do Parque Estadual “Carlos Botelho” destinado ao Projeto Diversidade, Dinâmica e Conservação em Florestas do Estado de São Paulo: 40 ha de parcelas permanentes.** Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2004. Disponível em: <<http://www.lerf.esalq.usp.br/parrel2005.php>>. Acesso em: 25 set. 2015.
- SOLBRIG, O.T. Studies on the population biology of the genus *Viola*. II The effect of plant size on fitness in *Viola sororia*. **Evolution**, v. 35, p. 1080-1093, 1981.
- SOUZA, F.M. et al. A vegetação da Estação Ecológica de Xitué, Ribeirão Grande-SP: subsídios para o plano de manejo. **IF Série Registros**, n. 51, p. 5-30, 2014.
- SOUZA, P.B.; SOUZA, A.L.; MEIRA NETO, J.A. Estrutura diamétrica dos estratos e grupos ecológicos de uma área de floresta estacional semidecidual, em Dionísio, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 151-160, 2012.
- SOUZA, S.C.P.M. **Estratégias de regeneração das espécies arbóreas de um trecho da Floresta Ombrófila Densa Submontana do Parque Estadual de Carlos Botelho, Brasil.** 2008. 129 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas.
- SPIEGEL, M.R.; STEPHENS, L.J. **Estatística.** 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 600 p.
- SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F.E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, p. 359-366, 1987.
- _____.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.
- SZTUTMAN, M.; RODRIGUES, R.R. O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua da planície litorânea, Parque Estadual da Campina do Encantado, Paríquera Açú, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, p. 161-176, 2002.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 20, p. 57-66, 1997.
- TANOUCHI, H.; YAMAMOTO, S. Structure and regeneration of canopy species in an old-growth evergreen broad-leaved forest in Aya district, southwestern Japan. **Vegetatio**, v. 117, p. 51-60, 1995.
- VIRILLO, C.B. et al. Is size structure a good measure of future trends of plant populations? An empirical approach using five woody species from the Cerrado (Brazilian savanna). **Acta Botanica Brasílica**, v. 25, n. 3, p. 593-600, 2011.
- WEINER, J.; SOLBRIG, O.T. The meaning and measurement of size hierarchies in plant populations. **Oecologia**, v. 61, p. 334-336, 1984.
- WHITMORE, T.C. **Tropical rain forest of the Far East.** 2nd ed. Oxford: Oxford University Press, 1984. 352 p.
- _____. **An introduction to Tropical Rain Forests.** 2nd ed. New York: Oxford University Press, 1990. 296 p.
- _____. A review of some aspects of tropical rain forest seedlings ecology with suggestions for further enquiry. In: SWAINE, M.D. (Ed.). **The ecology of tropical forest tree seedlings.** Paris: Unesco: Parthenon Publishing Group Ltd., 1996. p. 3-39. (Man & Biosphere Series, v. 18).
- WRIGHT, S.J. et al. Gap dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology**, v. 84, n. 12, p. 3174-3185, 2003.
- ZAVALA, M.A. et al. An analytical model of stand dynamics as a function of tree growth, mortality and recruitment: the shade tolerance-stand structure hypothesis revisited. **Journal of Theoretical Biology**, v. 244, p. 440-450, 2007.

**INFLUÊNCIA DA ADUBAÇÃO NPK NO CRESCIMENTO INICIAL DE
Tectona grandis L.f. EM CAMPO¹**

**INFLUENCE OF NPK FERTILIZATION ON INITIAL GROWTH OF
Tectona grandis L.f. IN FIELD**

Cristiane Ramos VIEIRA^{2,4}; Oscarlina Lúcia dos Santos WEBER³; José Fernando SCARAMUZZA³

RESUMO – Com relação às espécies florestais, ainda há muito que estudar sobre a adubação no campo. Diante disso, instalou-se um experimento com o objetivo de analisar o crescimento das mudas de *Tectona grandis* L. f. no campo, submetidas a diferentes adubações com NPK. Primeiramente, efetuou-se o crescimento das mudas no viveiro, para isto, realizou-se a calagem do solo e, após 15 dias, a adubação, utilizando-se sacolas plásticas. Essas adubações se basearam nos níveis: N = 0, 40, 80 e 120 kg ha⁻¹; P₂O₅ = 0, 50, 100 e 200 kg ha⁻¹ e K₂O = 0, 50, 100 e 200 kg ha⁻¹. Após 150 dias, as plantas dos 20 tratamentos que apresentaram os maiores crescimentos em altura e diâmetro foram transplantadas para o campo. No campo, o solo foi previamente calcareado e adubado e as mudas foram distribuídas em blocos casualizados com seis repetições. O crescimento foi analisado periodicamente aos 3, 6, 9 e 12 meses. Após 12 meses, as plantas foram retiradas e submetidas às análises de biomassa seca e macro e micronutrientes. O crescimento de *T. grandis* foi influenciado pela adubação com NPK, sendo que a maior influência de K foi observada no crescimento em altura. As doses recomendadas para o crescimento inicial no campo foram 40 kg ha⁻¹ de N, 50 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e de 50 ou 100 kg ha⁻¹ de K₂O.

Palavras-chave: *Tectona grandis*; adubo mineral; solos florestais; nutrição florestal.

ABSTRACT – With respect to forest species, there is still much study about field. For this, an experiment was carried out to analyze the growth of *Tectona grandis* L. f. in the field, submitted to different fertilizations with NPK. First, the seedlings were grown in the nursery, for this purpose, the soil was limed and, after 15 days, fertilized in plastic bags. These fertilizations were based on levels: N = 0, 40, 80 and 120 kg ha⁻¹; P₂O₅ = 0, 50, 100 and 200 kg ha⁻¹, and K₂O = 0, 50, 100 and 200 kg ha⁻¹. After 150 days the plants of the 20 treatments that presented the greatest growth in height and diameter were transplanted to the field. In the field, the soil was previously limed and fertilized, and the seedlings were distributed in randomized blocks with six replicates. Growth was analyzed periodically at 3, 6, 9 and 12 months. After 12 months, the plants were removed and submitted to analyze of dry biomass, macro and micronutrients. *T. grandis* growth was influenced by the fertilization with NPK, and the greater influence of K was observed in the height growth. The recommended doses to initial growth in the field were 40 kg ha⁻¹ of N, 50 kg ha⁻¹ of P₂O₅ and 50 or 100 kg ha⁻¹ of K₂O.

Keywords: *Tectona grandis*; mineral fertilizer; forest soil; forest nutrition.

¹Recebido para análise em 12.03.2017. Aceito para publicação em 08.05.2017.

²Universidade de Cuiabá, Curso de Agronomia, Av. Beira Rio, 3100, Bairro Jardim Europa, 78065-443, Cuiabá, MT, Brasil.

³Universidade Federal de Mato Grosso, Departamento de Solos e Engenharia Rural, Av. Fernando Corrêa da Costa, n. 2367, Bairro Boa Esperança, 78060-900, Cuiabá, MT, Brasil.

⁴Autor para correspondência: Cristiane Ramos Vieira – cris00986@hotmail.com

1 INTRODUÇÃO

Os solos sob Cerrado são, em geral, de elevada acidez, altos teores de Al trocável, baixa disponibilidade de cátions básicos como Ca e Mg, e de baixa disponibilidade de P na forma disponível para as plantas. Características que comprometem o crescimento das mesmas e, conseqüentemente, sua produtividade. Dessa maneira, práticas silviculturais como a calagem e a adubação com NPK tornam-se indispensáveis quando se trata de plantios em área de Cerrado.

Porém, dos estudos a respeito da adubação de espécies nativas, grande parte está relacionada apenas à etapa de viveiro, pois se trata de dados que podem ser mais rapidamente e facilmente obtidos. O que aumenta a necessidade de obter informações a respeito das necessidades das mudas após o plantio, pois, a falta de conhecimento nesta etapa compromete o produto final da espécie, principalmente quando se trata de madeira.

Tectona grandis, vulgarmente conhecida como teca, é uma árvore de grande porte da família Verbenaceae, nativa das florestas tropicais do Sudeste asiático e atualmente cultivada nos países tropicais. No ano de 2011, de acordo com a Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas – ABRAF, a área total de plantios da espécie, no Brasil, era de 65.440 hectares, distribuídos entre os estados do Acre, Amapá, Mato Grosso do Sul, Paraná, Rondônia, São Paulo, Tocantins e, principalmente, Mato Grosso e Pará (ABRAF, 2012). De acordo com Pelissari et al. (2013), o estado do Mato Grosso tem as maiores áreas plantadas (cerca de 50 mil hectares). Apresentando desenvolvimento quantitativo equivalente ou superior aos plantios da África, Ásia e América Central.

Devido à qualidade de sua madeira, *T. grandis* apresenta grande valor comercial, podendo ser uma opção economicamente viável para as regiões que atendam suas condições edafoclimáticas. No entanto, o setor madeireiro brasileiro tem encontrado dificuldades na aquisição de madeiras nobres devido às pressões ambientais, pouca oferta de reflorestamento e de uma exploração seletiva de florestas nativas de forma sustentável (Pinto, 2007). Nesse sentido, torna-se necessário o conhecimento sobre suas exigências nutricionais para uma adequada avaliação do seu potencial produtivo (Favare et al., 2012).

Nesse caso, o solo será um dos fatores que influenciará no crescimento de *T. grandis* no campo (Gunaga et al., 2011).

Tonini et al. (2009) realizaram estudo estabelecendo uma comparação entre os atributos de um solo localizado em Iracema, Roraima, com as informações obtidas em literatura a respeito das demandas de *T. grandis*. Os autores constataram que, como a calagem e a adubação são fundamentais para o aumento da produtividade e o sucesso comercial da espécie, é necessário que se estabeleça, no estado de Roraima, ensaios de adubação nas suas diferentes condições edafoclimáticas, para que a fertilidade da área de plantio se torne adequada aos requerimentos da espécie.

Moya et al. (2013) recomendaram a adubação de plantio com N, K e Ca, pois estes são os nutrientes mais absorvidos por *T. grandis*. Além disso, a falta de P e de B pode limitar a produtividade dos plantios. Em contradição, Markewitz et al. (2012), estudando o solo e a resposta de *T. grandis* em decorrência da adubação fosfatada, não verificaram aumento no crescimento com a dosagem de 100 kg ha⁻¹ de P em 24 anos.

Para estabelecer as demandas nutricionais da espécie faz-se necessário conhecer o seu processo de adubação a nível de campo, bem como os custos desta prática. De acordo com a Federação de Agricultura e Pecuária do Estado de Mato Grosso – FAMATO (2013), os custos com as atividades de plantio, que correspondem à sulcagem, adubação, plantio e replantio (10% da área) são de R\$ 267,56/ha. Sendo que a calagem e a gessagem em 100% da área contribuem com R\$ 12,36/ha e a sulcagem e adubação com R\$ 230,00/ha. Portanto, são os maiores custos no momento do plantio. Nesse caso, apenas os custos com insumos ficam em torno de R\$ 2.315,32/ha, reduzindo nos anos subsequentes. Porém, ao final de 20 anos, gera-se receita de R\$ 295.221/ha, com preço médio de R\$ 1.000,00/m³.

Portanto, além do crescimento em viveiro, outra necessidade é verificar como se dá o desenvolvimento da espécie em campo e, assim, estabelecer um programa de adubação, para reduzir gastos e aumentar o incremento da mesma. Diante disso, o presente experimento teve por objetivo avaliar a influência da adubação mineral NPK no crescimento e desenvolvimento das mudas de *T. grandis* no campo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi implantado, inicialmente, na casa de vegetação da Faculdade de Agronomia, Medicina Veterinária e Zootecnia – FAMEV, da Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, com mudas de *T. grandis* doadas pela KLM Florestal. As mudas foram produzidas em tubetes de 54 cm³ com substrato comercial Plantmax®, composto por casca de pinus, fibra de coco; com a adição de vermiculita. Nessas condições, permaneceram até os 60 dias, quando atingiram porte para serem transplantadas.

Tabela 1. Análise química do solo.

Table 1. Soil chemical analysis.

pH	H + Al	Al	Ca	Mg	K	P	SB	CTC	t	V	m
CaCl ₂	cmol _c dm ⁻³			mg dm ⁻³			cmol _c dm ⁻³			%	
4,39	4,22	1,03	1,0	0,50	13,56	13,9	1,53	5,75	2,56	26,5	40,2

pH em CaCl₂ – relação 1:2,5; H + Al – em acetato de cálcio; Al, Ca²⁺ e Mg²⁺ – em KCl 1N; P e K – em Mehlich; SB – soma de bases; CTC – capacidade de troca de cátions a pH 7,0; t efetiva – CTC efetiva; V% – saturação por bases, em %; m% – saturação por Al, em %.

pH in CaCl₂ – 1: 2.5 ratio; H + Al – in calcium acetate; Al, Ca²⁺ and Mg²⁺ – in KCl 1N; P and K – in Mehlich; SB – sum of bases; CTC – cation exchange capacity at pH 7.0; t effective – effective CTC; V% – base saturation, in%; m% – saturation per Al, in%.

Após a caracterização química do solo e anteriormente às adições de NPK, efetuou-se a calagem, buscando-se elevar a saturação por bases para 50%. Para isso, foram consideradas as características do calcário utilizado, de PRNT 100%, 30,08% CaO e 21,1% MgO, necessitando-se o total de 1,53 t ha⁻¹ do mesmo. O solo calcareado passou por período de incubação de 15 dias.

O cálculo da quantidade de calcário necessária para a elevação da saturação por bases foi realizado conforme a análise química do solo em condições naturais (Tabela 1), seguindo a equação de necessidade de calagem, proposta pela Embrapa:

$$NC \left(\frac{t}{ha} \right) = (V_E - V_A) T / 100 \quad [1]$$

Em que: NC = necessidade de calagem em toneladas por hectare; V_E = saturação por bases desejada, em %; V_A = saturação por bases atual, em %; T = CTC a pH 7,0.

Após o período de incubação do calcário, o solo foi dividido em diferentes recipientes, para as adições dos adubos e das doses testadas. A adubação se deu com diferentes níveis de NPK, utilizando-se como fonte de N a ureia, nas doses de

Para este experimento com adubações NPK, utilizou-se o solo do tipo Latossolo vermelho distrófico de textura franco arenosa, tanto na fase de viveiro quanto na fase de campo. O solo foi coletado em área de vegetação nativa das condições de Cerrado, localizada no Instituto Federal de Mato Grosso, campus de São Vicente da Serra. Anteriormente às adições dos adubos, uma amostra desse solo foi previamente seca, peneirada em malha de 2 mm e caracterizada quimicamente seguindo os métodos descritos em Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (1997), conforme Tabela 1.

0, 40, 80 e 120 kg ha⁻¹; como fonte de P₂O₅, o superfosfato simples, nas doses de 0, 50, 100 e 200 kg ha⁻¹ e como fonte de K₂O, o cloreto de potássio, nas doses de 0, 50, 100 e 200 kg ha⁻¹. Posteriormente, o solo calcareado e adubado foi colocado em diferentes sacolas plásticas com tamanho de 50 x 40 cm, considerando uma disposição em esquema fatorial de 4 x 4 x 4, em blocos casualizados, com 12 repetições.

Após período 10 dias, que correspondeu à incubação do solo calcareado e adubado, as mudas atingiram 15 cm altura e foram transplantadas para as sacolas plásticas. Após o transplante, essas mudas passaram por período de adaptação de 15 dias para, em seguida, iniciar o acompanhamento do crescimento das mudas no viveiro.

As mudas foram mantidas até o final de 150 dias (a partir do acompanhamento do crescimento) nas condições de viveiro, em irrigação diária, em local com a intensidade luminosa semelhante, porém, sem controle da temperatura e/ou manutenção da adubação. Essas mudas foram medidas em altura, com fita métrica, a partir da superfície do substrato até a última folha totalmente formada, e em diâmetro, com paquímetro digital.

As plantas obtidas dos 20 tratamentos que apresentaram as maiores médias para os crescimentos em altura e em diâmetro, conjuntamente, foram escolhidas para o plantio no campo (Tabela 2). Não sendo possível transplantar indivíduos representantes de todos os tratamentos devido à logística e ao tamanho da área de pesquisa.

A área de plantio das mudas de *T. grandis* foi disponibilizada pelo Instituto Federal de Mato Grosso, campus de São Vicente, utilizada anteriormente para pastagem (por 10 anos), localizada em ambiente de ocorrência de vegetação típica de Cerrado, em solo do tipo Latossolo Vermelho distrófico de textura franco arenosa, cujas condições químicas foram descritas na Tabela 1.

Tabela 2. Tratamentos aplicados no plantio das mudas de *Tectona grandis*.

Table 2. Treatments applied to the planting of *Tectona grandis* seedlings.

Tratamento	N-P-K	Tratamento	N-P-K
1	0-0-0	11	40-200-100
2	40-0-100	12	80-0-50
3	40-0-200	13	80-50-50
4	40-50-0	14	80-50-100
5	40-50-100	15	80-100-100
6	40-100-50	16	80-200-0
7	40-100-100	17	120-50-0
8	40-100-200	18	120-50-100
9	40-200-0	19	120-100-50
10	40-200-50	20	120-200-200

Para o plantio no campo, o solo foi gradeado e nivelado para melhoria de suas condições físicas e retirada de ervas daninhas. As covas foram abertas em espaçamento de 4 x 4 m com uma profundidade de 40 cm, ao longo da área de plantio.

A calagem foi realizada diretamente na cova, utilizando-se calcário com as mesmas condições de PRNT e teores de CaO e MgO iguais aos da fase de crescimento em viveiro. Considerando que as condições de solo foram semelhantes, a quantidade de calcário utilizado nessa fase foi a mesma que para a fase de viveiro. Após a adição do calcário, este foi tampado com solo retirado da própria cova e, posteriormente, realizou-se a irrigação da mesma apenas para umedecer o produto e melhorar suas condições de reação.

Transcorridos sete dias da calagem, foram adicionados os adubos, também diretamente nas covas. Para isso, foram consideradas as mesmas fontes e doses empregadas na fase de viveiro e os tratamentos escolhidos para o transplante no campo (Tabela 2). A disposição final dos tratamentos foi a de blocos casualizados, com seis repetições.

Após 15 dias, as mudas foram plantadas nas covas calcareadas e adubadas. Nos primeiros 10 dias, houve irrigação diária, devido à baixa taxa de precipitação na região. Nos demais meses, as plantas foram mantidas nas condições naturais de campo, assim permanecendo por 12 meses. Durante esse período, as manutenções de plantio, como capinas, foram realizadas a cada 30 dias, sendo as capinas em área total e coroamento manual para cada planta.

Durante o período de crescimento das mudas no campo, efetuou-se a caracterização do crescimento com as medições de altura, com trena métrica, e de diâmetro, com paquímetro digital; aos 3, 6, 9 e 12 meses.

Após 12 meses, as plantas foram totalmente retiradas de cada cova e seccionadas em folhas, caule e raízes. O material foi seco em estufa de circulação forçada de ar a 65 °C até peso constante e pesado em balança semianalítica com precisão de 0,01 g. O material foliar seco foi moído em moinho tipo Wiley para posteriores análises de macro e de micronutrientes, conforme métodos de Malavolta et al. (1997).

Para o processamento e análises dos dados foi utilizado o Assistat 7.6 beta, e a análise estatística foi realizada aplicando-se a técnica de análise de variância e comparação múltiplas de médias pelo método de Scott-Knott considerando significância de 5%.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Altura

O crescimento em altura das plantas foi superior nos tratamentos com adubação (Tabela 3). Após as primeiras medições, aos três meses de crescimento, observou-se que as mudas do tratamento 16 (80-200-0) foram as que obtiveram o maior crescimento em altura,

58% superior ao das mudas no tratamento 1 (0-0-0), indicando baixa exigência inicial pela adubação potássica para o incremento da altura. Resultado semelhante ao observado por Favare (2010) ao analisar o crescimento de *T. grandis* em doses crescentes de K.

No período de três a seis meses de crescimento no campo, outros tratamentos também começaram a causar efeito no crescimento das mudas de *T. grandis*, com destaque para: 5 (40-50-100), 7 (40-100-100), 9 (40-200-0), 11 (40-200-100), 12 (80-0-50), 14 (80-50-100), 16 (80-200-0) e 19 (120-100-50). Demonstrando que a necessidade pela adubação potássica pode se dar após 90 dias do crescimento das mudas no campo. Em contrapartida, a efetiva necessidade por N e por P se dá desde o começo do estabelecimento de *T. grandis* no campo.

Tabela 3. Altura (em cm) das mudas de *Tectona grandis* submetidas a diferentes níveis de adubação NPK, durante 12 meses.

Table 3. Height (in cm) of *Tectona grandis* seedlings submitted to different levels of NPK fertilization, during 12 months.

Tratamento (NPK)	Altura 3 meses	Altura 6 meses	Altura 9 meses	Altura 12 meses
(1) 0-0-0	27,67 e	30,00 b	32,00 d	32,00 b
(2) 40-0-100	33,33 d	41,50 b	52,17 c	53,50 b
(3) 40-0-200	34,50 d	50,00 b	54,50 c	68,50 a
(4) 40-50-0	21,00 e	46,00 b	46,17 c	48,17 b
(5) 40-50-100	35,67 d	58,50 a	67,17 b	74,33 a
(6) 40-100-50	44,83 c	47,00 b	47,33 c	48,83 b
(7) 40-100-100	26,83 e	62,33 a	62,50 b	62,83 a
(8) 40-100-200	44,83 c	50,33 b	56,33 c	56,33 b
(9) 40-200-0	38,17 d	74,67 a	76,83 a	78,17 a
(10) 40-200-50	40,50 c	47,83 b	53,17 c	78,33 a
(11) 40-200-100	35,00 d	72,00 a	74,17 a	74,17 a
(12) 80-0-50	56,17 b	65,67 a	77,17 a	79,67 a
(13) 80-50-50	29,17 e	36,67 b	55,17 c	55,17 b
(14) 80-50-100	56,00 b	58,17 a	64,67 b	65,33 a
(15) 80-100-100	41,17 c	45,33 b	50,00 c	50,83 b
(16) 80-200-0	65,83 a	65,83 a	67,00 b	75,17 a
(17) 120-50-0	40,67 c	51,50 b	64,17 b	66,67 a
(18) 120-50-100	38,67 d	46,83 b	51,67 c	54,00 b
(19) 120-100-50	57,00 b	57,00 a	60,17 b	69,50 a
(20) 120-200-200	45,83 c	52,00 b	56,67 c	59,33 b
F	13,68ns	3,24**	5,83**	4,02**
CV(%)	18,60	28,93	19,38	24,76

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5%.

Averages followed by the same letter do not differ from each other by the Scott-Knott test at 5%.

Aos 12 meses, os tratamentos 3 (40-0-200), 5 (40-50-100), 7 (40-100-100), 9 (40-200-0), 10 (40-200-50), 11 (40-200-100), 12 (80-0-50), 14 (80-50-100), 16 (80-200-0), 17 (120-50-0) e 19 (120-100-50) foram os que se destacaram. No entanto, os maiores incrementos em altura, durante os 12 meses, foram observados nos tratamentos 4 (40-50-0), 7 (40-100-100) e 11 (40-200-100), que atingiram médias superiores em 79,6%, 83,8% e 79,5%, respectivamente, ao tratamento 1 (0-0-0).

Favare (2010) também verificou influência do N e do P no crescimento em altura das mudas de *T. grandis*, recomendando as doses de 107 mg kg⁻¹ de N e 200 mg kg⁻¹ de P, o que indica a importância dos nutrientes no desenvolvimento das plantas, mesmo após 360 dias do plantio.

Após 12 meses de estabelecimento, o crescimento médio de *T. grandis* submetida a adubações foi de 72 cm em 12 meses, condizente com o observado por Tonini et al. (2009) ao estabelecer curvas de crescimento em altura dominante para plantios de *T. grandis* em Roraima, Mato Grosso, Acre e na Costa Rica.

Portanto, em geral, as mudas de *T. grandis* submetidas às adubações com 40 kg ha⁻¹ de N, 200 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 100 kg ha⁻¹ de K₂O obtiveram maior crescimento em altura ao longo de 12 meses de desenvolvimento no campo, correspondendo ao tratamento 11.

3.2 Diâmetro

O crescimento em diâmetro foi influenciado pela adubação NPK (Tabela 3), destacando-se, inicialmente, no tratamento 19 (120-100-50), com média 56% superior ao tratamento 1 (0-0-0), reforçando a necessidade de N, P e K na adubação de plantio, com menor influência do K nessa característica durante os primeiros três meses de crescimento. Porém, diferentemente do que ocorreu para o crescimento em altura, a adubação potássica foi importante para o crescimento em diâmetro desde os primeiros meses de desenvolvimento de *T. grandis*, observando-se resultado na dose de 50 kg ha⁻¹.

No período de três a seis meses, observou-se o maior crescimento nas mudas dos tratamentos 11 (40-200-100), 12 (80-0-50), 16 (80-200-0), 17 (120-50-0), 18 (80-200-100), 19 (120-100-50) e 20 (120-200-200), com médias que foram 23%, 32%, 26%, 24%, 31%, 43% e 36%, respectivamente, superiores ao tratamento 1 (0-0-0). O que pode ter ocorrido é que, nessa fase os adubos estavam na máxima liberação dos nutrientes, o que favoreceu sua disponibilidade e absorção pelas plantas, contribuindo para o crescimento da mesmas.

Tabela 4. Diâmetro (em mm) das mudas de *Tectona grandis* submetidas a diferentes níveis de adubação NPK, durante 12 meses.

Table 4. Diameter (in mm) of *Tectona grandis* seedlings submitted to different levels of NPK fertilization, during 12 months.

Tratamento (NPK)	Diâmetro 3 meses	Diâmetro 6 meses	Diâmetro 9 meses	Diâmetro 12 meses
(1) 0-0-0	7,68 d	12,62 b	12,65 c	13,27 c
(2) 40-0-100	11,57 c	12,28 b	15,22 c	18,53 b
(3) 40-0-200	13,00 b	11,42 b	12,23 c	13,67 c
(4) 40-50-0	11,28 c	12,60 b	13,72 c	13,75 c
(5) 40-50-100	12,68 b	14,40 b	16,60 b	18,03 b
(6) 40-100-50	13,08 b	15,05 b	17,50 b	18,58 b
(7) 40-100-100	11,00 c	11,47 b	11,65 c	13,77 c
(8) 40-100-200	11,33 c	12,33 b	12,92 c	14,28 c

continua
to be continued

continuação – Tabela 4
continuation – Table 4

Tratamento (NPK)	Diâmetro 3 meses	Diâmetro 6 meses	Diâmetro 9 meses	Diâmetro 12 meses
(9) 40-200-0	13,12 b	15,22 b	20,68 a	21,08 b
(10) 40-200-50	10,97 c	14,03 b	15,17 c	16,87 c
(11) 40-200-100	14,00 b	16,47 a	18,22 b	18,43 b
(12) 80-0-50	11,30 c	18,73 a	22,80 a	22,20 a
(13) 80-50-50	8,85 d	12,78 b	12,90 c	13,70 c
(14) 80-50-100	11,63 c	15,03 b	18,10 b	18,53 b
(15) 80-100-100	9,88 d	11,98 b	12,05 c	12,08 c
(16) 80-200-0	13,28 b	17,13 a	19,37 b	19,43 b
(17) 120-50-0	13,68 b	16,58 a	19,43 b	19,22 b
(18) 120-50-100	13,50 b	18,35 a	17,15 b	18,20 b
(19) 120-100-50	17,40 a	22,37 a	24,48 a	25,65 a
(20) 120-200-200	14,80 b	19,72 a	20,68 a	25,63 a
F	4,75**	4,97**	4,98**	3,63**
CV(%)	19,79	22,34	25,04	28,46

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5%.

Averages followed by the same letter do not differ from each other by the Scott-Knott test at 5%.

No período de seis a nove meses, o crescimento em diâmetro foi superior nos tratamentos 9 (40-200-0), 12 (80-0-50), 19 (120-100-50) e 20 (120-200-200), com médias que foram 39%, 44%, 48% e 39%, respectivamente, superiores ao tratamento 1 (0-0-0), enquanto no período de nove a doze meses, o crescimento em diâmetro continuou sendo destaque nos tratamentos 12 (80-0-50), 19 (120-100-50) e 20 (120-200-200), que foram 40%, 48% e 48%, respectivamente, superiores ao tratamento 1 (0-0-0). Esses resultados indicam que as exigências das plantas por N aumentam com o tempo, dependendo da característica morfológica analisada.

Nesse caso, os maiores incrementos, durante os 12 meses, foram observados nas mudas submetidas ao tratamento 12 (80-0-50), em que, diferentemente do que ocorreu no crescimento em altura, o K foi importante para a formação do caule das plantas desde os primeiros meses de plantio, o que é interessante, porque esse crescimento dará origem à madeira, enquanto o requerimento em P foi menor, provavelmente, porque o elemento pode ser demandado em maiores concentrações na parte foliar da planta, na produção de energia.

Portanto, em geral, os níveis de adubação NPK que promoveram o maior crescimento em diâmetro foram 120 kg ha⁻¹ de N, 200 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 50 kg ha⁻¹ de K₂O. No entanto, o tratamento com os três níveis combinados não foi escolhido para o transplântio ao campo.

3.3 Biomassa Seca

Ao avaliar a produção de biomassa seca, ao final de 12 meses, verificou-se que esta também foi influenciada pela adubação NPK (Tabela 5).

Segundo Cruz et al. (2004), a produção de biomassa foliar é interessante para o melhor desenvolvimento das mudas, pois representa maior capacidade fotossintética e maior vigor. Nesse caso, o tratamento 12 (80-0-50) foi o que proporcionou maior produção de biomassa foliar. Portanto, assim como ocorreu nas medições dos demais parâmetros, o N foi o mais importante. No entanto, esses resultados também estão relacionados com a mobilidade do elemento e suas funções como a divisão celular e a fotossíntese, que influenciam diretamente na produção de biomassa foliar.

Tabela 5. Biomassa seca das folhas, caule a raiz (em g) das mudas de *Tectona grandis* submetidas a diferentes níveis de adubação NPK, após 12 meses.

Table 5. Dry biomass of leaves, stem and roots (in g) of *Tectona grandis* seedlings submitted to different levels of NPK fertilization, after 12 months.

Tratamento (NPK)	Biomassa folha	Biomassa caule	Biomassa raiz
(1) 0-0-0	15,17 d	8,07 c	34,79 d
(2) 40-0-100	13,08 e	9,37 c	32,06 d
(3) 40-0-200	16,96 d	7,98 c	32,06 d
(4) 40-50-0	10,13 e	8,34 c	28,69 e
(5) 40-50-100	20,69 d	12,09 c	42,94 c
(6) 40-100-50	32,20 b	29,76 b	47,39 b
(7) 40-100-100	6,79 e	7,99 c	16,43 f
(8) 40-100-200	15,99 d	11,39 c	25,05 e
(9) 40-200-0	19,83 d	18,83 c	37,98 d
(10) 40-200-50	19,56 d	16,22 c	38,53 d
(11) 40-200-100	30,22 b	41,54 a	51,45 b
(12) 80-0-50	46,12 a	43,62 a	41,38 c
(13) 80-50-50	12,10 e	8,52 c	26,91 e
(14) 80-50-100	27,21 c	24,51 b	50,31 b
(15) 80-100-100	8,61 e	7,18 c	25,03 e
(16) 80-200-0	12,07 e	17,59 c	40,92 c
(17) 120-50-0	10,80 e	24,48 b	30,57 c
(18) 120-50-100	27,66 c	26,86 b	35,74 c
(19) 120-100-50	24,57 c	35,24 a	69,54 a
(20) 120-200-200	30,13 b	32,87 b	43,23 c
F	30,79**	9,72**	25,94**
CV(%)	21,95	48,02	15,08

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5%.

Averages followed by the same letter do not differ from each other by the Scott-Knott test at 5%.

De acordo com Marschner (1995) e Malavolta et al. (1997), o N é exigido em grandes quantidades no início do crescimento das plantas. Devido às suas funções na estrutura de aminoácidos, proteínas, bases nitrogenadas, ácidos nucleicos, enzimas, pigmentos e produtos secundários, participação na absorção iônica, fotossíntese, respiração, multiplicação e diferenciação celular; em caso de restrições, haverá redução de crescimento.

Com relação à baixa necessidade por P até os 12 meses de crescimento, Faria (1993) e Lima (1995) ressaltaram que uma elevada resposta a menores doses de P indica maior viabilidade do uso de espécies com baixa demanda por P na recuperação de áreas onde os solos apresentem restrições quanto à disponibilidade do nutriente.

Essas características nutricionais, juntamente com as outras características edáficas, ajudam a entender a adaptabilidade de *T. grandis* e suas altas produções nos solos do Cerrado mato-grossense.

Nicoloso et al. (2001) observaram que, dentre os vários parâmetros de crescimento avaliados em *Apuleia leiocarpa*, o número de folhas por planta foi o mais influenciado pelos tratamentos de adubação, com resposta às adubações isoladas de N, P e K, bem como à interação das adubações de NP e NK, fato que esteve fortemente correlacionado à produção de biomassa das folhas e, conseqüentemente, ao total da planta, o que explica a influência das adubações na produção de biomassa das mudas de *T. grandis*.

Com relação à biomassa seca do caule, os tratamentos 11 (40-200-100), 12 (80-0-50) e 19 (120-100-50) apresentaram as maiores médias, relacionando-se com o crescimento em diâmetro nesses tratamentos e influência do K nessa característica.

Para a biomassa seca da raiz, a maior média foi observada no tratamento 19 (120-100-50). Portanto, a presença de P influenciou na biomassa da parte radicular das plantas de *T. grandis*, devido às funções deste elemento no processo de produção energética para a divisão e diferenciação celular de partes novas das plantas. Esses resultados são importantes, segundo Gonçalves et al. (1992), porque espécies dos grupos ecológicos iniciais, que possuem sistema radicular mais desenvolvido e raízes finas em maior quantidade, apresentam as maiores taxas de crescimento.

Com relação à produção de biomassa, em geral, os tratamentos 12 (80-0-50) e 19 (120-100-50) foram os que propiciaram os maiores incrementos em mudas de *T. grandis*, observando-se uma necessidade de K semelhante em todas as partes das plantas, diferentemente do que ocorreu para N e para P.

Mutanal et al. (2000) recomendaram a adubação com 100 kg ha⁻¹ de N, 50 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 100 kg ha⁻¹ de K₂O no primeiro ano de plantio de *T. grandis*, enquanto Prasad et al. (1986) recomendaram a aplicação de 300 e 150 kg ha⁻¹ de N e de P₂O₅ anualmente, por cinco anos.

Comparando-se os resultados obtidos nas medições de crescimento em altura e em diâmetro das plantas de *T. grandis* com os de Mutanal et al. (2000), observou-se semelhança nas recomendações de N, discordando-se das verificadas para P₂O₅ e de K₂O, enquanto nos dados relacionados à produção de biomassa, as recomendações de N e de P₂O₅ foram semelhantes para N e para P, o que pode estar relacionado à mudança de condições ambientais entre os experimentos.

Portanto, o crescimento das mudas de *T. grandis* em campo foi positivamente influenciado pela adubação NPK. Observando-se, em geral, o menor crescimento no tratamento sem adubação (testemunha). Resultados semelhantes aos observados por Mutanal et al. (2000), Gunaga et al. (2011) e Moya et al. (2013) ao testar a adubação em plantios de *T. grandis*.

3.4 Nutrição das mudas de *Tectona grandis*

Além das características morfológicas, há que se observar se as concentrações dos nutrientes estão de acordo com as necessidades da planta e se estas, por sua vez, foram influenciadas pelas doses aplicadas. Sendo assim, foram determinadas as concentrações de macronutrientes e apresentadas na Tabela 6. Ressaltando-se que não se observou diferença nas concentrações de N e de K nas mudas.

Tabela 6. Concentrações de macronutrientes, em g kg⁻¹, nas folhas de *Tectona grandis* submetidas a diferentes níveis de adubação NPK, após 12 meses.

Table 6. Macronutrient concentrations, in g kg⁻¹, in leaves of *Tectona grandis* submitted to different levels of NPK fertilization, after 12 months.

Tratamento (NPK)	N	P	K	Ca	Mg	S
(1) 0-0-0	8,67 a	2,77 a	9,82 a	1,36 b	1,29 b	0,19 e
(2) 40-0-100	7,47 a	3,82 a	8,97 a	1,20 b	1,63 b	0,34 e
(3) 40-0-200	8,60 a	3,22 a	12,26 a	1,12 b	2,25 b	0,83 d
(4) 40-50-0	7,67 a	3,10 a	7,87 a	1,28 b	2,49 b	1,16 b
(5) 40-50-100	9,23 a	3,10 a	8,97 a	1,84 a	1,92 b	0,92 c

continua
to be continued

continuação – Tabela 6
continuation – Table 6

Tratamento (NPK)	N	P	K	Ca	Mg	S
(6) 40-100-50	10,30 a	3,72 a	8,38 a	1,36 b	2,97 a	1,24 b
(7) 40-100-100	9,27 a	2,97 a	7,62 a	1,28 b	2,73 a	0,99 c
(8) 40-100-200	7,37 a	3,50 a	4,33 a	1,76 a	2,97 a	0,62 d
(9) 40-200-0	7,37 a	3,45 a	6,44 a	0,96 b	3,07 a	0,95 c
(10) 40-200-50	8,50 a	3,40 a	9,06 a	1,44 a	2,11 b	0,58 d
(11) 40-200-100	9,83 a	0,72 b	6,52 a	1,28 b	2,59 b	2,08 a
(12) 80-0-50	6,73 a	3,45 a	7,96 a	1,28 b	3,31 a	0,61 d
(13) 80-50-50	10,10 a	1,32 b	9,40 a	1,60 a	2,21 b	1,39 b
(14) 80-50-100	7,20 a	1,60 b	8,81 a	1,52 a	2,78 a	1,35 b
(15) 80-100-100	6,90 a	3,07 a	9,14 a	1,44 a	2,59 b	0,36 e
(16) 80-200-0	8,97 a	3,12 a	6,61 a	1,52 a	3,21 a	0,71 d
(17) 120-50-0	10,60 a	3,67 a	6,27 a	1,12 b	3,60 a	0,94 c
(18) 120-50-100	7,27 a	3,20 a	9,23 a	0,96 b	3,55 a	1,09 c
(19) 120-100-50	8,87 a	2,35 a	9,23 a	1,28 b	2,64 b	1,23 b
(20) 120-200-200	9,43 a	3,37 a	11,93 a	1,44 a	3,84 a	0,93 c
F	1,27ns	5,08**	2,40ns	3,56**	4,12**	13,09**
CV(%)	21,74	24,99	24,73	18,08	24,25	25,83

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5%.

Averages followed by the same letter do not differ from each other by the Scott-Knott test at 5%.

A adubação de plantio com NPK proporcionou concentrações de N (Tabela 6), aos 12 meses, inferiores às observados por Favare (2010), aos 240 dias, ao aplicar doses crescentes de N em plantas de *Tectona grandis*. Isso pode indicar a necessidade de adubação de manutenção antes do período de 12 meses, já que podem ter ocorrido, além da absorção pela planta, perdas do nutriente. Porém, essas concentrações não parecem ter influenciado negativamente o crescimento inicial das plantas no campo. Segundo Behling (2009), espécies florestais, principalmente as de rápido crescimento, apresentam maior taxa de absorção e retenção de nutrientes na fase juvenil, fato que pode justificar a redução nas concentrações de N e as médias obtidas aos 12 meses, o que foi comprovado por Moya et al. (2013), ao observarem redução em *T. grandis* localizadas na Costa Rica e no Panamá.

O P é um dos nutrientes que tem merecido maior preocupação em razão de sua baixa disponibilidade natural nos solos mais intemperizados (Ribeiro et al., 2006), pois,

entre as funções que exerce no metabolismo da planta, tem a capacidade de melhorar o desenvolvimento do sistema radicular das plantas (Gonçalves et al., 2000). Além disso, a quantidade de P irá influenciar na contração radial e tangencial da madeira (Moya et al., 2010), por isso, concentrações adequadas do elemento, desde a fase inicial de crescimento no campo será primordial.

Com relação ao P (Tabela 6), as plantas nos tratamentos 11 (40-200-100), 13 (80-50-50) e 14 (80-50-100) foram as que apresentaram as menores concentrações na parte foliar. Esses resultados ajudam a explicar o crescimento inicial de *T. grandis* no campo, com as maiores exigências em P na fase dos três primeiros meses, verificando-se, posteriormente, uma redução. Por isso, ao final de 12 meses, observaram-se essas menores concentrações, principalmente no tratamento 11, que propiciou os maiores crescimentos em altura. A necessidade de P em plantios de *T. grandis* também já foi constatada por Ribeiro et al. (2006), Tonini et al. (2009), Favare (2013) e Moya et al. (2013).

Não houve diferença significativa nas concentrações de K (Tabela 6), no entanto, os tratamentos 3 (40-0-200) e 20 (120-200-200) foram os únicos que proporcionaram concentrações acima de 10 g kg^{-1} de K nas folhas de *T. grandis* após 12 meses. Uma adequada nutrição com K pode propiciar melhores condições de desenvolvimento das plantas e, conseqüentemente, maior acúmulo de biomassa seca nas mesmas (Favare, 2010). O que pode explicar o crescimento de *T. grandis*, principalmente, nas doses de 50 kg ha^{-1} de K_2O para o crescimento em diâmetro e de 100 kg ha^{-1} de K_2O para o crescimento em altura.

As maiores concentrações de Ca (Tabela 6) foram observadas nos tratamentos 5 (40-50-100), 8 (40-100-200), 10 (40-200-50), 13 (80-50-50), 14 (80-50-100), 15 (80-100-100), 16 (80-200-0) e 20 (120-200-200). Resultados que também estão relacionados à utilização do superfosfato simples para a adubação NPK, já que o mesmo também possui Ca na sua composição e que pode ser observado diante dos tratamentos que proporcionaram as maiores concentrações de Ca até o final de 12 meses. Porém, as doses em que se observaram os maiores crescimentos não estão entre as que apresentaram as maiores concentrações de Ca ao final dos 12 meses, demonstrando os maiores requerimentos em períodos anteriores, portanto, durante o seu crescimento inicial. Mutanal et al. (2000), Ribeiro et al. (2006), Tonini et al. (2009), Gunaga et al. (2011) e Moya et al. (2013) comprovaram, anteriormente, as exigências de *T. grandis* em Ca.

Quanto ao Mg, as maiores concentrações (Tabela 6) foram observadas nos tratamentos 6 (40-100-50), 7 (40-100-100), 8 (40-100-200), 9 (40-200-0), 12 (80-0-50), 14 (80-50-100), 16 (80-200-0), 17 (120-50-0), 18 (120-50-100) e 20 (120-200-200). Prado e Vidal (2008) sugerem que a elevação dos teores de alguns nutrientes ocorre pelo efeito de concentração, pois o menor crescimento pode ter concentrado os nutrientes no tecido vegetal; isto pode ter acontecido nos tratamentos 6, 8, 18 e 20, pois apresentaram os menores crescimentos em altura.

O tratamento 11 (40-200-100) propiciou as maiores concentrações de S (Tabela 6), ao final de 12 meses, provavelmente porque o superfosfato simples, que foi a fonte de P utilizada no experimento, também é fonte de S, o que pode ter contribuído para maior crescimento em altura nesse tratamento, porém, indica uma demanda maior em S após os 12 meses.

Em geral, verificou-se que as doses que proporcionaram condições nutricionais ideais para *T. grandis* foram 40 kg ha^{-1} de N, 50 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 50 ou 100 kg ha^{-1} de K_2O , contribuindo para o seu crescimento inicial.

Figueiredo e Sá (2005) estimaram, para uma adubação de plantio para *T. grandis*, com 15 kg ha^{-1} de N, 75 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 15 kg ha^{-1} K_2O , os custos para adubação em: R\$ 271,66 em plantios com densidade de 1.111 mudas (espaçamento $3 \text{ m} \times 3 \text{ m}$); R\$ 407,49 em plantios com densidade de 1.667 mudas (espaçamento de $3 \text{ m} \times 2 \text{ m}$) e R\$ 489,95 em plantios com densidade de 2.000 mudas (espaçamento de $2 \text{ m} \times 2,5 \text{ m}$). Sendo os maiores custos com o adubo fosfatado: R\$ 209,60 no espaçamento $3 \text{ m} \times 3 \text{ m}$, R\$ 315,20 em $3 \text{ m} \times 2 \text{ m}$, e 379,20 em $2 \text{ m} \times 2,5 \text{ m}$.

Portanto, a adubação apresentada no presente estudo demonstrou uma redução nos custos com a adubação de plantio para *T. grandis*. No entanto, há que se ressaltar a necessidade de aplicações de manutenção para readequar as concentrações dos macronutrientes. Portanto, há necessidade de desenvolver estudos para obter informações sobre a adubação de manutenção para a espécie, considerando a adubação de plantio, anteriormente realizada.

4 CONCLUSÕES

O crescimento de *Tectona grandis* no campo foi influenciado pela adubação com NPK, recomendando-se as doses de 40 kg ha^{-1} de N, 50 kg ha^{-1} de P_2O_5 e de 50 ou 100 kg ha^{-1} de K_2O na adubação de plantio.

As concentrações de macronutrientes indicaram ser preciso a reposição de N anteriormente aos 360 dias e maior necessidade de N e de P nos primeiros 90 dias de crescimento da espécie.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS – ABRAF. **Anuário estatístico da ABRAF**. Brasília, DF, 2012. 149 p.

BEHLING, M. **Nutrição, partição de biomassa e crescimento de povoamentos de teca em Tangará da Serra – MT**. 2009. 156 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG.

CRUZ, C.A.F. et al. Efeito de diferentes níveis de saturação por bases no desenvolvimento e qualidade de mudas de ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standley). **Scientia Forestalis**, v. 66, p. 100-107, 2004.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa – Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.

FARIA, M.P. **Resposta de leguminosas arbóreas ao fósforo e fungo micorrízico em Latossolo Vermelho-Escuro da região Campos das Vertentes (MG)**. 1993. 100 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura de Lavras, Universidade Federal de Lavras, Lavras.

FAVARE, L.G. **Doses crescentes de nitrogênio, fósforo, potássio e diferentes níveis de saturação por bases em relação ao desenvolvimento e nutrição mineral de teca (*Tectona grandis* L.f.), sob condições de vaso**. 2010. 97 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu.

_____. **Adubação fosfatada e potássica em teca sob condições de campo**. 2013. 53 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu.

FAVARE, L.G.; GUERRINI, I.A.; BACKES, C. Níveis crescentes de saturação por bases e desenvolvimento inicial de teca em um Latossolo de textura média. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 4, p. 693-702, 2012.

FEDERAÇÃO DA AGRICULTUA E PECUÁRIA DO ESTADO DE MATO GROSSO – FAMATO. **Diagnóstico de florestas plantadas do Estado de Mato Grosso**. Cuiabá: Instituto Mato-Grossense de Economia Agropecuária – IMEA, 2013. 106 p.

FIGUEIREDO, E.O.; SÁ, C.P. **Estimativa de custos e coeficientes técnicos para instalação e manejo de povoamentos de teca (*Tectona grandis* L.f.)**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2005. 16 p. (Circular Técnica, n. 48).

GONÇALVES, J.L.M. et al. Produção de mudas de espécies nativas: substrato, nutrição, sombreamento e fertilização. In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. (Ed.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 310-350.

_____. et al. Capacidade de absorção e eficiência nutricional de algumas espécies arbóreas tropicais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais...** São Paulo: UNIPRESS, 1992. p. 463-469. (*Revista do Instituto Florestal*, v. 4, pt. 2, p. 463-469, 1992, Edição Especial).

GUNAGA, R.P.; KANFADE, A.H.; VASUDEVA, R. Soil fertility status of 20 seed production areas of *Tectona grandis* Linn. F. in Karnataka, India. **Journal of Forest Science**, v. 57, n. 11, p. 483-490, 2011.

LIMA, H.N. **Crescimento inicial de sete espécies arbóreas nativas em resposta à adubação com NPK a campo**. 1995. 53 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras, Lavras.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MARKEWITZ, D. et al. Soil and tree response to P fertilization in a secondary tropical Forest supported by an Oxisol. **Biology and Fertility of Soils**, v. 48, n. 6, p. 666-678, 2012.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. London: Academic Press, 1995. 889 p.

MOYA, R. et al. Efeito das propriedades físicas e químicas do solo em algumas propriedades da madeira de teca (*Tectona grandis*). **Revista Árvore**, v. 34, n. 6, p. 1109-1118, 2010.

MOYA, J.F. et al. Nutrient concentration age dynamics of teak (*Tectona grandis* L. f.) plantations in Central America. **Forest Systems**, v. 22, n. 1, p. 123-133, 2013.

MUTANAL, S.M.; PRABHAKAR, A.S.; NADAGOUDAR, B.S. Fertigation and its influence on biomass and nutrient uptake in teak. **Journal of Agricultural Science**, v. 13, n. 3, p. 670-675, 2000.

NICOLOSO, F.T. et al. Nutrição mineral de mudas de grápia (*Apuleia leiocarpa*) em Argissolo vermelho distrófico arênico: (1) efeito da adubação NPK no crescimento. **Ciência Rural**, v. 31, n. 6, p. 991-998, 2001.

PELISSARI, A.L.; CALDEIRA, S.F.; DRESCHER, R. Desenvolvimento quantitativo e qualitativo de *Tectona grandis* L.f. em Mato Grosso. **Floresta e Ambiente**, v. 10, n. 3, p. 371-383, 2013.

PINTO, M.L. **Propriedades e características da madeira de teca (*Tectona grandis*) em função da idade**. 2007. 124 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

PRADO, R.M.; VIDAL, A. Efeito da omissão de macronutrientes em solução nutritiva sobre o crescimento e nutrição do milheto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 38, n. 3, p. 208-214, 2008.

PRASAD, R.; SAHA, K.; BHANDARI, A.S. Fertilizer trails in 10 and 20 year old teak plantations in Madhya Pradesh. **Journal of Tropical Forestry**, v. 2, n. 1, p. 15-20, 1986.

RIBEIRO, F.A. et al. Efeitos da adubação de plantio sobre o estabelecimento de mudas de *Tectona grandis* L.f. (teca). **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, ano 4, n. 7, 2006.

TONINI, H.; COSTA, M.C.G.; SCHWENGBER, L.A.M. Crescimento da teca (*Tectona grandis*) em reflorestamento na Amazônia Setentrional. **Pesquisa Florestal Brasileira**, n. 59, p. 5-14, 2009.

**HERPETOFAUNA DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE BAURU,
UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL¹**

**HERPETOFAUNA FROM ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE BAURU,
A FRAGMENT OF ATLANTIC FOREST IN THE STATE OF SÃO PAULO, BRAZIL**

Cybele de Oliveira ARAUJO^{2,3}

RESUMO – A herpetofauna do estado de São Paulo pode ser considerada a mais conhecida no país. No entanto, ainda existem consideráveis lacunas amostrais, sobretudo em remanescentes de vegetação natural presentes na região central do estado. Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi gerar informações sobre a composição, riqueza e abundância de anfíbios e répteis na Estação Ecológica de Bauru, um fragmento de Mata Atlântica presente no centro-oeste do estado de São Paulo. O levantamento das espécies foi conduzido mensalmente de outubro/2007 a março/2008, totalizando 30 dias de inventário. A amostragem foi realizada por meio de armadilhas de interceptação e queda, encontro ocasional, procura auditiva e procura visual. Foram registradas 20 espécies de anfíbios pertencentes a nove gêneros e quatro famílias (Bufonidae, Hylidae, Leptodactylidae e Microhylidae) e oito espécies de répteis pertencentes a oito gêneros e sete famílias (Amphisbaenidae, Dactyloidae, Gymnophthalmidae, Mabuyidae, Teiidae, Dipsadidae e Viperidae). Este estudo contribui para ampliar o conhecimento sobre a diversidade de anfíbios e répteis na Mata Atlântica, um dos *hotspots* mundiais prioritários para a conservação biológica.

Palavras-chave: anfíbios; répteis; inventário; diversidade; conservação.

ABSTRACT – The herpetofauna of São Paulo state is the best known in Brazil. However, there are still considerable sampling gaps at the natural vegetation remnants present in the central region of the state. The purpose of this study was to obtain information on species composition, species richness and abundance of amphibians and reptiles recorded at Estação Ecológica de Bauru, a fragment of Atlantic Forest in the Midwest region of the state of São Paulo. The inventory was conducted monthly from October/2007 to March/2008, totaling 30 sampling days. Surveys were performed using pitfall traps, incidental encounters and acoustic and visual searches. I recorded 20 amphibian species, belonging to nine genera and four families (Bufonidae, Hylidae, Leptodactylidae e Microhylidae), and eight reptile species belonging to eight genera and seven families (Amphisbaenidae, Dactyloidae, Gymnophthalmidae, Mabuyidae, Teiidae, Dipsadidae and Viperidae). This study expands the knowledge about the diversity of amphibians and reptiles in the Atlantic Forest, a global biodiversity hotspot.

Keywords: amphibians; reptiles; inventory; diversity; conservation.

¹Recebido para análise em 15.03.2017. Aceito para publicação em 31.05.2017.

²Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, Horto Florestal, 02377-000, São Paulo, SP, Brasil.

³E-mail para correspondência: cyaraujo@if.sp.gov.br/cyaraujo@usp.br

1 INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta a maior riqueza de anfíbios do planeta, sendo atualmente conhecidas 1.080 espécies para o território nacional (Segalla et al., 2016). No estado de São Paulo, são registradas 236 espécies de anfíbios, o que corresponde a aproximadamente 22% da riqueza de espécies encontradas no país (Rossa-Feres et al., 2011). Em relação aos répteis, o Brasil abriga 773 espécies de serpentes, lagartos, anfisbenídeos, quelônios e jacarés (Costa e Bérnills, 2015), sendo descritas um total de 212 espécies de répteis para o estado, o que representa 27% da diversidade brasileira (Zaher et al., 2011).

A Mata Atlântica, considerada um dos 34 *hotspots* mundiais prioritários para a conservação biológica (Mittermeier et al., 2004), é o domínio brasileiro que possui a maior riqueza de anfíbios, com 543 espécies descritas, das quais 88% são endêmicas (Haddad et al., 2013). No estado de São Paulo, é possível identificar um gradiente decrescente na riqueza de anuros partindo das fisionomias de floresta ombrófila presentes no litoral (211 espécies) em direção ao interior, onde predominam as formações de Cerrado e floresta estacional (58 espécies) e a sazonalidade climática é mais acentuada (Araújo et al., 2009; Rossa-Feres et al., 2011).

Processos históricos de uso e ocupação do solo levaram à supressão e fragmentação da cobertura vegetal na Mata Atlântica, restando menos de 12% de sua extensão original, o que correspondia a 15% do território brasileiro (Morellato e Haddad, 2000; Ribeiro et al., 2011). Estimativas recentes apontam que esse domínio fitogeográfico se apresenta sob a forma de fragmentos descontínuos, sendo a maior parte (83,4%) menor que 50 ha (Ribeiro et al., 2011). Dentre as formações florestais brasileiras, a floresta estacional semidecidual é uma das mais ameaçadas e a que sofreu maior desmatamento, sobretudo em regiões onde a topografia propicia a agropecuária (Leitão Filho, 1987; Durigan et al., 2000; Ribeiro et al., 2011). Alguns autores consideram que sua composição florística é uma transição entre a floresta ombrófila atlântica e o Cerrado, sendo classificada como um subconjunto da flora muito mais diversa da

floresta ombrófila e composta por espécies capazes de sobreviver a uma estação seca mais prolongada (Leitão Filho, 1987; Oliveira-Filho e Fontes, 2000; Oliveira, 2006). No entanto, estudos sugerem que essa formação vegetal seja considerada uma unidade fitogeográfica distinta, possuindo um número considerável de táxons endêmicos de plantas, lagartos e anfíbios (Prado, 2000; Werneck e Colli, 2006; Iop et al., 2011; Werneck et al., 2011).

No estado de São Paulo, os remanescentes de Mata Atlântica encontram-se atualmente pulverizados em pequenos fragmentos, exceto pela extensa área contínua de floresta ombrófila densa presente ao longo das serras do Mar e de Paranapiacaba (Kronka et al., 2005). Em relação à floresta estacional semidecidual, restam poucas áreas com extensão superior a 10.000 ha, sendo o Parque Estadual do Morro do Diabo, com cerca de 33.900 ha, a maior área contínua desta formação vegetal no estado (Kronka et al., 2005; Faria e Pires, 2006).

Ainda se conhece pouco sobre a fauna de anfíbios e répteis presentes nas florestas estacionais semidecíduais do estado de São Paulo. No entanto, nos últimos anos houve aumento significativo no número de trabalhos publicados sobre a diversidade de anfíbios associados a essa formação vegetal no estado (Araujo et al., 2009; Santos et al., 2009; Brassaloti et al., 2010; Maffei et al., 2011a; Araujo e Almeida-Santos, 2013; Araujo et al., 2013b). A falta de conhecimento é ainda mais acentuada em relação aos répteis, sendo escassos os estudos publicados sobre a diversidade deste grupo faunístico nessa fitofisionomia (Sazima e Haddad, 1992; Dixo et al., 2006) e em outras formações vegetais no interior do estado (Zaher et al., 2011).

Estudos sobre a diversidade da herpetofauna na Mata Atlântica podem gerar informações importantes sobre a composição e distribuição das espécies, servindo de base para a elaboração de medidas efetivas de manejo e conservação deste domínio fitogeográfico. Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi fornecer informações sobre a composição, riqueza, abundância e distribuição dos anfíbios e répteis na Estação Ecológica de Bauru, um remanescente de floresta estacional semidecidual presente na porção central do estado de São Paulo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Local de Estudo

A Estação Ecológica de Bauru (22°19'S, 49°04'O; 480-578 m) é uma unidade de conservação localizada no município de Bauru, bacia hidrográfica Tietê-Batalha, estado de São Paulo e apresenta área total de 287,98 ha (Almeida et al., 2010). O clima da região é do tipo Cwa de Köppen, com verões quentes e chuvosos e invernos secos (Almeida et al., 2010). A temperatura média nos meses mais quentes (dezembro a fevereiro) oscila ao redor de 26 °C e nos meses mais frios (maio a julho) varia em torno de 20 °C (Almeida et al., 2010). A precipitação média anual é de aproximadamente 1.311 mm, sendo que o período chuvoso ocorre de outubro a março, representando 78% do total de chuvas e o período seco acontece de abril a setembro (Almeida et al., 2010). A maior média de precipitação mensal ocorre no mês de janeiro (284,1 mm) e a menor em agosto (21,2 mm) (Almeida et al., 2010). A evapotranspiração real é elevada (1.110,6 mm), correspondendo a 85% da precipitação anual e a deficiência hídrica do solo é considerável (143,2 mm ao ano), estendendo-se de março até outubro (Almeida et al., 2010). A cobertura vegetal dessa estação ecológica é constituída predominantemente pela floresta estacional semidecidual submontana (255 ha; 90%) e floresta estacional semidecidual aluvial (15,6 ha; 5,5%), apresentando também algumas manchas de ecótono entre a floresta estacional e o Cerrado (2,7 ha; 1%) e pequenas áreas com reflorestamento (0,7%) (Souza et al., 2010) (Figura 1).

2.2 Coleta e Análise dos Dados

O inventário das espécies foi realizado em seis etapas de campo mensais, com duração de cinco dias cada, totalizando 30 dias de amostragem (outubro/2007 a março/2008). Foram utilizadas armadilhas de interceptação e queda (*pitfall traps*)

interligadas por cercas-guia (*drift-fences*) (Corn, 1994) em ambientes com diferentes fitofisionomias (Figura 1, Apêndice 1). Adicionalmente, foram realizadas amostragens por meio dos métodos de procura auditiva, procura visual e encontro ocasional (Crump e Scott Jr., 1994; Scott Jr. e Woodward, 1994) nos locais descritos acima e nos sítios reprodutivos utilizados pelos anfíbios, como brejos, córregos, lagoas e várzeas (Figura 1, Apêndice 1).

Foram instaladas 11 linhas de armadilhas (unidades amostrais) compostas por quatro baldes plásticos de 60 litros, totalizando 44 armadilhas, com uma distância aproximada de 500 m entre linhas (Figura 1, Apêndice 1). Os baldes foram inseridos em buracos cavados no solo, sendo dispostos em linha reta (espaçados 15 metros entre si) e interligados por cercas-guia de aproximadamente 50 cm de altura. As armadilhas permaneceram abertas por cinco dias consecutivos, em um total de 30 dias de amostragem (esforço amostral = 1.320 armadilhas). Com o intuito de minimizar a predação dos anfíbios capturados nas armadilhas por vertebrados e invertebrados, foram realizadas inspeções a cada 24 horas, sempre no período da manhã. Foram depositados abrigos em cada uma das armadilhas durante todo o período de amostragem para evitar a morte de indivíduos por dessecação e afogamento (Cechin e Martins, 2000). Foram coletados, no máximo, 10 indivíduos por espécie. Os demais espécimes capturados foram identificados, marcados pela amputação da falange distal do terceiro artelho do membro anterior direito (*toe-tipping*) (Lüddecke e Amézquita, 1999; Phillott et al., 2007) e liberados próximos ao local de captura (licenças IBAMA/RAN 10423-1 e 13706-1). Esse tipo de marcação (*batch mark*) foi utilizado para que os indivíduos recapturados nas armadilhas não fossem recontados nas amostragens subsequentes. A relevância desse método de marcação de anuros em estudos populacionais foi apresentada por Corrêa et al. (2013).

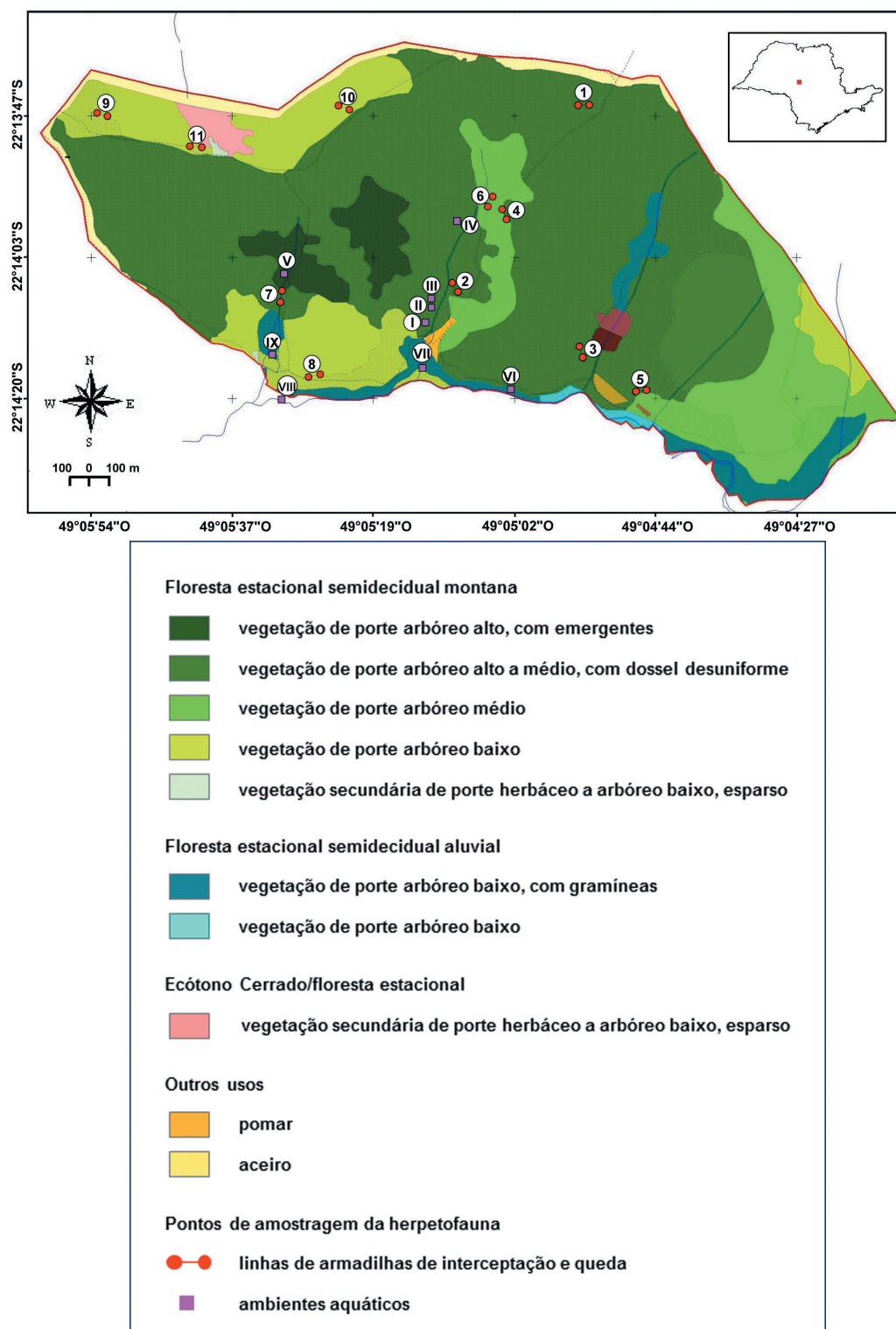


Figura 1. Cobertura vegetal da Estação Ecológica de Bauru, SP e locais de amostragem (pontos em vermelho = linhas de armadilhas de interceptação e queda; pontos em rosa = ambientes aquáticos). O detalhe à direita apresenta a localização da unidade de conservação no estado de São Paulo. Fonte: modificado de Almeida et al. (2010).

Figure 1. Vegetation of the Estação Ecológica de Bauru, São Paulo state, Brazil and sampled areas (red dots = pitfall trap lines; pink dots = aquatic sites). The detail on the right side represents the location of the conservation unit in the São Paulo state. Source: modified from Almeida et al. (2010).

A procura auditiva e visual consistiu em censos efetuados no período noturno, sendo examinados os microhabitats acessíveis (*e.g.*, bromélias, folheto e tronco de árvores) e os sítios aquáticos utilizados pelas espécies de anfíbios durante o período reprodutivo. A amostragem variou entre três e seis horas por noite, resultando em um esforço total de aproximadamente 100 horas de procura. A distância percorrida em cada noite não foi padronizada, no entanto, manteve-se o compromisso de amostrar os nove ambientes aquáticos em cada noite (Figura 1, Apêndice 1). O método de encontro ocasional consistiu no registro de espécimes encontrados vivos ou mortos, quando não estava sendo executado nenhum tipo de procura. Os espécimes coletados ao longo deste estudo foram identificados por meio de consulta à taxonomistas de cada grupo, comparação com indivíduos tombados nas coleções científicas e consulta à literatura especializada, sendo posteriormente depositados na Coleção de Anfíbios do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, campus de Rio Claro (CFBH) e Coleção Herpetológica do Instituto Butantan (IBSP e CRIB) (Apêndice 2).

A eficiência da amostragem foi avaliada por meio de curvas de rarefação (Gotelli e Colwell, 2001) geradas a partir dos dados de incidência dos anfíbios registrados durante o período de inventário. O número total de espécies registradas em cada dia foi considerado como uma amostra, totalizando 13 amostras obtidas pela procura auditiva e visual e 30 amostras pelas linhas de armadilhas. Considerando-se os diversos estimadores de riqueza disponíveis, optou-se pela utilização do algoritmo Jackknife de primeira ordem (Magurran, 2004; Walther e Moore, 2005; Hortal et al., 2006). Apesar de alguns autores apontarem que os estimadores não paramétricos apresentam grande dependência da riqueza de espécies observada e, portanto, do número e tamanho das amostras (Melo e Froehlich, 2001; Melo, 2004),

ainda assim, a riqueza estimada neste inventário pode fornecer uma base para comparações com outros levantamentos realizados em localidades do interior do estado que utilizaram este estimador de riqueza (*e.g.*, Ribeiro-Júnior e Bertoluci, 2009; Santos et al., 2009; Brassaloti et al., 2010; Araujo e Almeida-Santos, 2011; Valdujo et al., 2011; Araujo e Almeida-Santos, 2013; Araujo et al., 2013a). As análises foram realizadas no programa EstimateS v.9.1.0 com 10.000 aleatorizações (Colwell, 2016).

O status de conservação das espécies foi obtido na lista vermelha internacional de espécies ameaçadas de extinção (International Union for Conservation of Nature – IUCN, 2016), lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção (Brasil, 2014) e lista de espécies de vertebrados e invertebrados da fauna silvestre ameaçadas de extinção do estado de São Paulo (São Paulo, 2014).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Composição e Distribuição das Espécies

Neste levantamento, foram registradas 20 espécies de anfíbios anuros distribuídas em quatro famílias (Bufonidae, Hylidae, Leptodactylidae e Microhylidae), uma espécie de anfisbênia (Amphisbaenidae), cinco espécies de lagartos pertencentes a quatro famílias (Gymnophthalmidae, Polychrotidae, Scincidae e Teiidae) e duas espécies de serpentes pertencentes a duas famílias (Dipsadidae e Viperidae) (Figura 2, Tabelas 1 e 2).

Amostragens realizadas em outras localidades do município de Bauru apontam a presença de quatro espécies de anfíbios que não foram observadas neste estudo: *Hypsiboas caingua*, *Leptodactylus chaquensis*, *Proceratophrys morato* e *Scinax fuscomarginatus* (Rolim, 2010, 2013). *P. morato* e *S. fuscomarginatus* são espécies associadas às fitofisionomias abertas de Cerrado (Brasileiro et al., 2005; Araujo et al., 2013a), formações vegetais estas ausentes na Estação Ecológica de Bauru.



Figura 2. Espécies de anfíbios e répteis amostradas na Estação Ecológica de Bauru, SP. a = *Rhinella ornata*; b = *Rhinella schneideri*; c = *Dendropsophus minutus*; d = *Dendropsophus nanus*; e = *Hypsiboas albopunctatus*; f = *Scinax fuscovarius*; g = *Scinax similis*; h = *Trachycephalus typhoni*; i = *Leptodactylus fuscus*; j = *Leptodactylus labyrinthicus*; k = *Leptodactylus latrans*; l = *Leptodactylus mystaceus*; m = *Leptodactylus mystacinus*; n = *Leptodactylus podicipinus*; o = *Physalaemus cuvieri*; p = *Physalaemus nattereri*; q = *Chiasmocleis albopunctata*; r = *Elachistocleis cesarii*; s = *Amphisbaena mertensii*; t = *Norops brasiliensis*; u = *Colobosaura modesta*; v = *Notomabuya frenata*; w = *Apostolepis dimidiata*; x = *Bothrops jararaca*. Todos os indivíduos são da localidade estudada (fotos: Cybele O. Araujo).

Figure 2. Species of amphibians and reptiles sampled at the Estação Ecológica de Bauru, São Paulo state, Brazil. a = *Rhinella ornata*; b = *Rhinella schneideri*; c = *Dendropsophus minutus*; d = *Dendropsophus nanus*; e = *Hypsiboas albopunctatus*; f = *Scinax fuscovarius*; g = *Scinax similis*; h = *Trachycephalus typhoni*; i = *Leptodactylus fuscus*; j = *Leptodactylus labyrinthicus*; k = *Leptodactylus latrans*; l = *Leptodactylus mystaceus*; m = *Leptodactylus mystacinus*; n = *Leptodactylus podicipinus*; o = *Physalaemus cuvieri*; p = *Physalaemus nattereri*; q = *Chiasmocleis albopunctata*; r = *Elachistocleis cesarii*; s = *Amphisbaena mertensii*; t = *Norops brasiliensis*; u = *Colobosaura modesta*; v = *Notomabuya frenata*; w = *Apostolepis dimidiata*; x = *Bothrops jararaca*. All individuals are from the studied locality (photos: Cybele O. Araujo).

Tabela 1. Anfíbios da Estação Ecológica de Bauru, SP. Métodos de amostragem: AIQ = armadilhas de interceptação e queda; PA = procura auditiva; PV = procura visual. Locais de captura: linhas de armadilhas (1-11) e ambientes aquáticos (I-IX).

Table 1. Amphibians from Estação Ecológica de Bauru, São Paulo state, Brazil. Sampling methods: AIQ = pitfall traps; PA = auditory encounters; PV = visual encounters. Capture sites: pitfall traps lines (1-11) and aquatic sites (I-IX).

Ordem/Família/espécie	Método	Linha de armadilha/ambiente aquático
ANURA		
Bufonidae		
<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)	AIQ, PA	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10/I, IV
<i>Rhinella schneideri</i> (Werner, 1894)	AIQ, PA, PV	3, 4, 6, 7, 11/VI, VII, VIII
Hylidae		
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	PA, PV	I, VIII
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	PA, PV	I, VI, VII, VIII, IX
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix, 1824)	PA, PV	I, VI, VIII, IX
<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	PA, PV	I, VI, VIII
<i>Hypsiboas lundii</i> (Burmeister, 1856)	PA, PV	I, IV, VI, VII, IX
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	PA, PV	I, VI, VIII
<i>Scinax similis</i> (Cochran, 1952)	PA, PV	VI, VIII
<i>Trachycephalus typhonius</i> (Linnaeus, 1758)	PA, PV	I
Leptodactylidae		
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	AIQ, PA, PV	2/ VI, VII, VIII, IX
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	PA, PV	I, VIII
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	AIQ, PA, PV	6,10/ VII, VIII
<i>Leptodactylus mystaceus</i> (Spix, 1824)	AIQ, PA, PV	1, 2, 3, 8, 9, 10, 11/ I, VIII
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	AIQ, PA	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10, 11/I, VI, VIII
<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)	AIQ, PA, PV	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11/I, VI, VII, VIII
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	AIQ, PA	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11/I, VI, VII, VIII
<i>Physalaemus nattereri</i> (Steindachner, 1863)	AIQ, PA	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11/I, VI, VIII
Microhylidae		
<i>Chiasmocleis albopunctata</i> (Boettger, 1885)	AIQ, PA	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8/I
<i>Elachistocleis cesarii</i> (Miranda Ribeiro, 1920)	AIQ, PA	1, 5, 11/ I, VI, VIII

Tabela 2. Répteis da Estação Ecológica de Bauru, SP. Métodos de amostragem: AIQ = armadilhas de interceptação e queda; EO = encontro ocasional. Locais de captura: linhas de armadilhas (1-11).

Table 2. Reptiles from Estação Ecológica de Bauru, São Paulo state, Brazil. Sampling methods: AIQ = pitfall traps; EO = incidental encounter. Capture sites: pitfall traps lines (1-11).

Ordem/Família/espécie	Método	Linha de armadilha
SQUAMATA		
Amphisbaenidae		
<i>Amphisbaena mertensii</i> Strauch, 1881	AIQ	1, 9

continua
to be continued

continuação – Tabela 2

continuation – Table 2

Ordem/Família/espécie	Método	Linha de armadilha
Dactyloidae		
<i>Norops brasiliensis</i> (Vanzolini e Williams, 1970)	AIQ	1, 4
Gymnophthalmidae		
<i>Colobosaura modesta</i> (Reinhardt e Luetken, 1862)	AIQ	1, 2, 3, 4, 6, 8, 9, 10, 11
Mabuyidae		
<i>Notomabuya frenata</i> (Cope, 1862)	AIQ	1, 2, 3, 4, 5, 6, 10, 11
Teiidae		
<i>Ameiva ameiva ameiva</i> (Linnaeus, 1758)	EO	–
<i>Salvator merianae</i> (Duméril e Bibron, 1839)	EO	–
Dipsadidae		
<i>Apostolepis dimidiata</i> (Jan, 1862)	AIQ	4
Viperidae		
<i>Bothrops jararaca</i> (Wied, 1824)	EO	–

A maior parte dos anfíbios registrados (65%) apresenta ampla distribuição geográfica, sendo comumente encontradas em várias regiões do Brasil como *Dendropsophus minutus*, *D. nanus*, *Hypsiboas albopunctatus*, *Leptodactylus fuscus*, *L. labyrinthicus*, *L. latrans*, *L. mystaceus*, *L. mystacinus*, *L. podicipinus*, *Physalaemus cuvieri*, *Rhinella schneideri*, *Scinax fuscovarius* e *Trachycephalus typhonius* (Valdujo et al., 2012; Haddad et al., 2013; Frost, 2017). Já outros anfíbios observados, estão fortemente associados ao domínio do Cerrado como *Hypsiboas lundii*, espécie típica de formações florestais que ocorre em localidades de floresta estacional no estado de São Paulo (Araujo et al., 2009; Maffei et al., 2011a; Rolim, 2013; Maffei et al., 2015) e *Chiasmocleis albopunctata* e *Physalaemus nattereri*, que apresentam grande dependência das formações vegetais abertas presentes neste domínio (Uetanabaro et al., 2008; Valdujo et al., 2012). Apenas uma espécie, *Rhinella ornata*, exibe distribuição geográfica restrita a remanescentes de Mata Atlântica presentes em alguns estados do sul e sudeste do Brasil (Haddad et al., 2013; Frost, 2017).

Em relação aos répteis, os lagartos *Colobosaura modesta* e *Norops brasiliensis* ocorrem frequentemente associados ao Cerrado, estando presentes em uma faixa central que se estende do contato com a Amazônia até o estado de São Paulo (Vanzolini e Williams, 1970;

Nogueira, 2006; Freire et al., 2012). Essas espécies, juntamente com o lagarto *Notomabuya frenata*, são observadas nas formações florestais de Cerrado (mata de galeria, cerradão e cerrado denso) e também em localidades de floresta estacional (Nogueira, 2006; Araujo, 2011; Araujo e Almeida-Santos, 2011; Araujo et al., 2014). Os lagartos *Ameiva ameiva ameiva*, *N. frenata* e *Salvator merianae* apresentam ampla distribuição pelo território brasileiro (Nogueira, 2006), sendo que *A. ameiva ameiva* e *S. merianae* podem ser consideradas mais generalistas no uso do hábitat, ocupando uma extensa gama de ambientes que incluem formações abertas e florestais de Cerrado, floresta estacional e também áreas alteradas pelo homem (Nogueira, 2006; Thomé, 2006; Araujo e Almeida-Santos, 2011; Araujo et al., 2014). A espécie *Amphisbaena mertensii*, no Brasil, é encontrada nas regiões centro-oeste, sudeste e sul (Ribeiro et al., 2007; Silveira et al., 2012). Considerando as serpentes, *Apostolepis dimidiata* possui distribuição geográfica mais restrita, sendo registrada no país em localidades do estado de São Paulo e também nos estados do Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Paraná (Nogueira et al., 2012) e *Bothrops jararaca* está associada à Mata Atlântica, ocorrendo nas formações florestais e áreas antrópicas do centro-oeste, sudeste e sul do Brasil (Sazima, 1992; Campbell e Lamar, 2004).

Das espécies amostradas neste estudo, o lagarto *N. brasiliensis* é citado na lista de espécies de vertebrados e invertebrados da fauna silvestre ameaçadas de extinção do estado de São Paulo (São Paulo, 2014).

3.2 Riqueza e Abundância das Espécies

A riqueza de espécies de anfíbios observada na Estação Ecológica de Bauru (20 espécies) mostrou-se superior às registradas em outras localidades no município de Bauru, como o Jardim Botânico (18 espécies) e o Instituto Lauro Souza Lima (14 espécies), e inferior a outras unidades de conservação que apresentam predomínio de floresta estacional semidecidual, como as estações ecológicas de Angatuba (31 espécies) e Caetetus (34 espécies) e os parques estaduais das Furnas do Bom Jesus (24 espécies) e Morro do Diabo (28 espécies) (Araujo et al., 2009; Santos et al., 2009; Brassaloti et al., 2010; Araujo e Almeida-Santos, 2013; Rolim, 2013). Considerando os répteis, não existem inventários realizados na região de Bauru disponíveis na literatura científica. Em relação aos lagartos, a riqueza de espécies obtida neste estudo (cinco) é similar à encontrada na Floresta Estadual de Pederneiras, localizada em município vizinho a Bauru, e inferior a outras unidades de conservação de floresta estacional no estado, como a Estação Ecológica de Jataí (nove espécies) e o Parque Estadual do Morro do Diabo (oito espécies) (Dixo et al., 2006; Figueiredo, 2012; Serrano Filho, 2012). A riqueza de espécies de serpentes verificada neste inventário foi incipiente e inviabiliza qualquer tipo de comparação com outras localidades.

Os ambientes aquáticos que apresentaram maior riqueza de espécies de anfíbios foram a lagoa temporária na borda da mata (I) e o córrego na borda da mata e poças temporárias (VIII), ambos exibindo uma riqueza de 16 espécies (Figura 1, Tabela 1). Em contrapartida, nas poças temporárias (II e III) e riacho (V), presentes no interior da mata, não foi encontrada nenhuma espécie (Figura 1).

A maior parte das espécies de anfíbios foi observada em atividade reprodutiva nos corpos d'água lânticos em locais abertos, sendo que apenas *R. ornata* e *H. hndii* utilizaram um corpo d'água lótico no interior da mata (IV) (Figura 1). Padrão semelhante no uso do hábitat foi verificado em outras localidades no estado, que apresentam ecótono entre formações de Cerrado e floresta estacional semidecidual (Vasconcelos e Rossa-Feres, 2005; Araujo et al., 2009; Araujo e Almeida-Santos, 2011; Maffei et al., 2011b; Araujo e Almeida-Santos, 2013). *L. latrans* foi a única espécie de anfíbio que não foi observada em atividade de vocalização durante o período de amostragem.

As curvas de rarefação para 13 dias de amostragem por procura auditiva e visual para os anfíbios e 30 dias de amostragem por armadilhas de interceptação e queda para os anfíbios e répteis não atingiram uma assíntota. Contudo, as curvas apresentaram tendência à estabilização, indicando que possivelmente a maior parte das espécies foi registrada durante este estudo (Figura 3).

O estimador de riqueza Jackknife I não indicou diferenças entre as riquezas de anfíbios e répteis estimadas e observadas obtidas pelos diferentes métodos de amostragem (Figura 3). Todas as espécies de anfíbios registradas (20 espécies) foram amostradas por meio da procura auditiva e visual nos ambientes aquáticos utilizados pelas espécies durante o período reprodutivo, sendo que as espécies da família Hylidae (oito) foram observadas exclusivamente por estes métodos (Tabela 1). Nas armadilhas de interceptação e queda foram capturados 531 indivíduos, sendo 483 anfíbios (11 espécies), 44 lagartos (três espécies), três anfisbênias (uma espécie) e uma serpente (Figura 4). As três espécies de anfíbios mais frequentes foram *Physalaemus cuvieri* (22,4%), *Leptodactylus podicipinus* (19,9%) e *Rhinella ornata* (19,5%), correspondendo juntas a mais da metade dos anfíbios capturados (61,8%) (Figura 4). Entre os répteis, ocorreu forte dominância dos lagartos *Colobosaura modesta* (50%) e *Notomabuya frenata* (35,4%) (Figura 4).

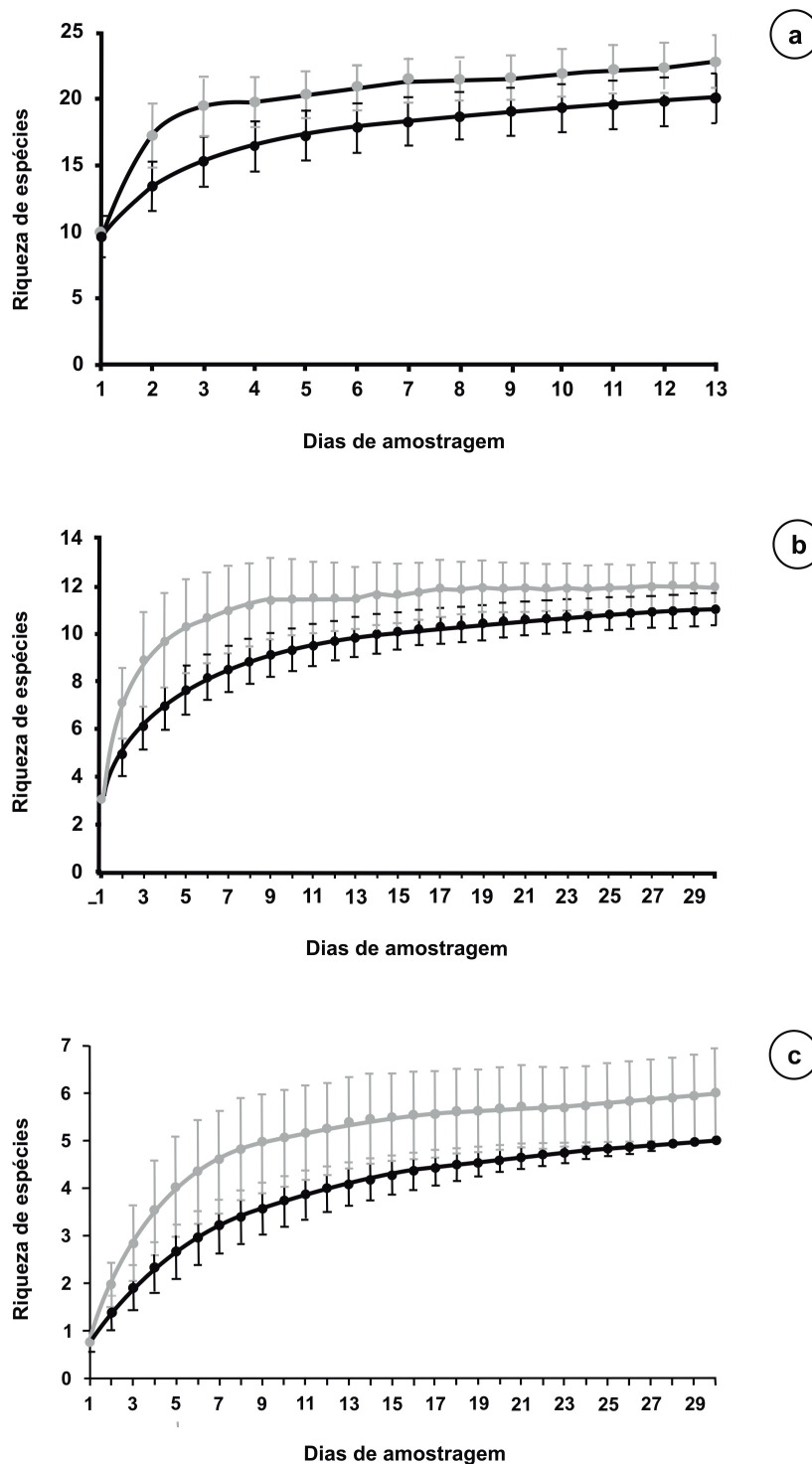


Figura 3. Curvas de rarefação representando a riqueza de espécies observada (linha preta) e estimada pelo estimador Jackknife I (linha cinza) para 13 dias de amostragem por procura auditiva e visual para os anfíbios (a) e 30 dias de amostragem por armadilhas de interceptação e queda para os anfíbios (b) e répteis (c) na Estação Ecológica de Bauru, SP. As barras verticais correspondem aos desvios-padrão da riqueza de espécies observada e estimada.

Figure 3. Rarefaction curves representing the species richness observed (black line) and estimated by Jackknife I estimator (gray line) for 13 sampling days using acoustic and visual searches for the amphibians (a) and 30 days of sampling by pitfall traps for amphibians (b) and reptiles (c) at the Estação Ecológica de Bauru, São Paulo state, Brazil. Vertical bars represent the standard deviations of species richness observed and estimated.

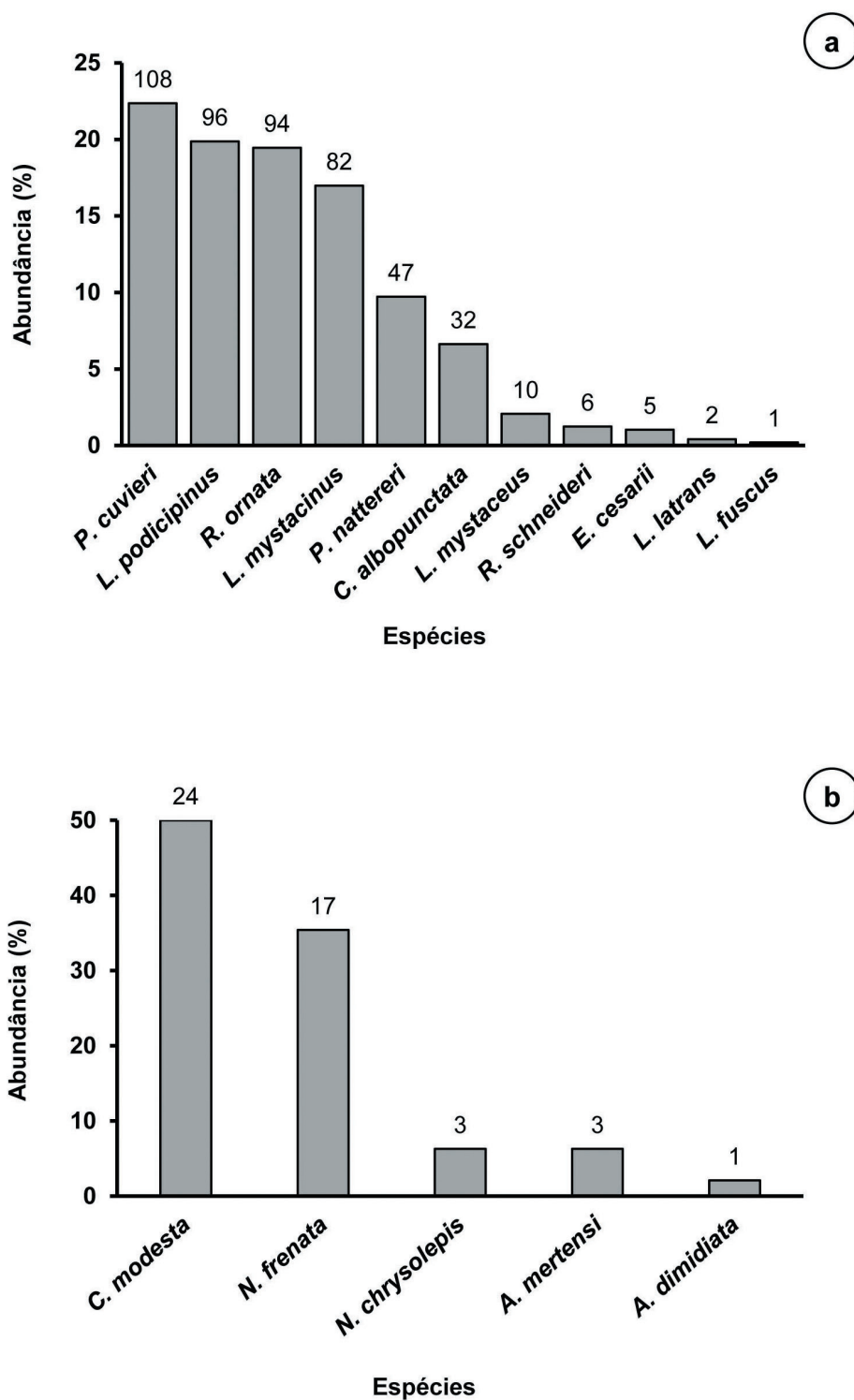


Figura 4. Abundância relativa de anfíbios (a) e répteis (b) amostrados por armadilhas de interceptação e queda na Estação Ecológica de Bauru, SP. Os valores sobre as barras representam o número de indivíduos registrados para cada espécie (número total de indivíduos: anfíbios = 483; répteis = 48).

Figure 4. Relative abundance of amphibians (a) and reptiles (b) sampled by pitfall traps at the Estação Ecológica de Bauru, São Paulo state, Brazil. The values on the bars represent the number of individuals recorded for each species (total number of individuals: amphibians = 483; reptiles = 48).

As armadilhas de interceptação e queda são essenciais para a amostragem de espécies de anfíbios e répteis que apresentam hábitos terrestres, subterrâneos e criptozóicos, que são mais difíceis de serem detectadas pelos métodos tradicionais de procura visual (Cechin e Martins, 2000). Neste estudo, cinco das oito espécies de répteis registradas na localidade foram capturadas exclusivamente pelo método de amostragem passiva. É importante destacar que existem limitações inerentes a cada método e apenas a utilização de métodos complementares (amostragem ativa e passiva) propicia a obtenção de listas de espécies mais completas (Silva, 2010; Silveira et al., 2010). Embora os custos financeiros e o esforço empregado na instalação e manutenção das armadilhas de interceptação e queda sejam mais elevados que os necessários para a realização da procura auditiva e visual (Corn, 1994; Cechin e Martins, 2000), é desejável que a amostragem passiva seja empregada em inventários da herpetofauna. Isto porque, além de permitir a amostragem simultânea de diversos locais, este método permite a obtenção de dados padronizados de riqueza e abundância das espécies, o que favorece comparações mais confiáveis entre diferentes localidades (Silveira et al., 2010).

Apesar do pequeno tamanho dessa estação ecológica (284,23 hectares) e da amostragem realizada demonstrar uma riqueza de espécies de anfíbios e répteis inferior a outras localidades de floresta estacional semidecidual no estado de São Paulo, é importante ressaltar que cada fragmento florestal preservado, por menor que seja, é vital para a manutenção destes grupos faunísticos no interior do estado. A falta de ações realistas e eficazes para a conservação, recuperação e conexão dos remanescentes dessa formação vegetal no estado contribui para o isolamento dessas populações, o que prejudica o fluxo contínuo entre os indivíduos e a diversidade genética, essenciais para garantir metapopulações viáveis (Hanski, 1998).

Considerando que a herpetofauna de uma porção significativa do país permanece pouco amostrada e estudos realizados no Cerrado e Mata Atlântica preveem em um cenário de mudanças climáticas alterações na disponibilidade de áreas adequadas para ocorrência de muitas espécies de anfíbios, em especial as espécies endêmicas e

especialistas no uso do hábitat (Haddad et al., 2008; Silvano, 2011), torna-se imprescindível a realização de inventários e estudos padronizados de monitoramento das espécies em localidades que se mantêm como lacunas amostrais. Os dados obtidos nesse tipo de pesquisa contribuem de maneira inequívoca para uma avaliação mais adequada do status de conservação das espécies, declínios populacionais e extinções locais, informações estas indispensáveis para a elaboração de medidas efetivas de manejo e conservação das espécies (Verdade et al., 2012). Ainda pouco se conhece sobre a herpetofauna presente nas florestas estacionais do estado de São Paulo, o que inclui a porção central do estado (Rossa-Feres et al., 2011; Zaher et al., 2011). Nesse sentido, este estudo contribui para a ampliação do conhecimento dessas taxocenoses ao gerar informações sobre a diversidade de anfíbios e répteis de uma localidade de floresta estacional semidecidual presente no município de Bauru, região central do estado.

4 AGRADECIMENTOS

Sou grata à Eliana R. de Almeida e à Maria Teresa Z. Toniato, responsáveis pelo Plano de Manejo da Estação Ecológica de Bauru e aos funcionários desta unidade de conservação pelo grande apoio logístico e auxílio durante os trabalhos de campo, ao Célio F. B. Haddad, Miguel T. Rodrigues e Valdir Germano pela contribuição na identificação dos espécimes de anfíbios e répteis, ao Instituto Florestal pelo suporte financeiro e aos revisores anônimos pelas sugestões que aprimoraram este artigo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, E.R.; TONIATO, M.T.Z.; DURIGAN, G. **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Bauru**. São Paulo: Fundação Florestal/SEMA, 2010. 200 p.
- ARAUJO, C.O.; CONDEZ, T.H.; SAWAYA, R.J. Anfíbios anuros do Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, Sudeste do Brasil, e suas relações com outras taxocenoses no Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p. 77-98, 2009.

ARAUJO, C.O. Squamata, Polychrotidae, *Anolis chrysolepis* Duméril and Bibron, 1837: distribution extension. **Check List**, v. 7, n. 3, p. 385-387, 2011.

_____.; ALMEIDA-SANTOS, S.M. Herpetofauna de um remanescente de Cerrado no estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, p. 47-62, 2011.

_____.; ALMEIDA-SANTOS, S.M. Composição, riqueza e abundância de anuros em um remanescente de Cerrado e Mata Atlântica no estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 265-275, 2013.

_____.; CORRÊA, D.T.; ALMEIDA-SANTOS, S.M. Anuros da Estação Ecológica de Santa Bárbara, um remanescente de formações abertas de Cerrado no estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 230-240, 2013a.

_____.; MATSUKUMA, C.K.; ALMEIDA-SANTOS, S.M. Composição taxonômica e distribuição de anuros no Alto e Médio Paranapanema, estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 241-258, 2013b.

_____. et al. Lizards from Estação Ecológica de Santa Bárbara, a remnant of Cerrado in the state of São Paulo, Brazil. **Check List**, v. 10, n. 5, p. 1038-1043, 2014.

ARAÚJO, O.G.S. et al. The amphibians of São Paulo State. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 4, p. 197-209, 2009.

BRASIL. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da União**, n. 245, 18 dez. 2014. Seção I, p. 121-126.

BRASILEIRO, C.A. et al. Amphibians of an open Cerrado fragment in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 1-17, 2005.

BRASSALOTI, R.A.; ROSSA-FERES, D.C.; BERTOLUCI, J. Anurofauna da Floresta Estacional Semidecidual da Estação Ecológica dos Caetetus, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 275-292, 2010.

CAMPBELL, J.A.; LAMAR, W.W. **The venomous reptiles of the Western hemisphere**. Ithaca: Cornell University Press, 2004. 870 p.

CECHIN, S.Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (Pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 3, p. 729-749, 2000.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples version 9. 1. 0., 2016. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/index.html>>. Acesso em: 14 fev. 2017.

CORN, P.S. Straight-line drift-fences and pitfall traps. In: HEYER, W.R. et al. (Ed.). **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 109-117.

CORRÊA, D.T. et al. Population declines: toe-clipping vital to amphibian research. **Nature**, v. 493, n. 7432, p. 304-305, 2013.

COSTA, H.C.; BÉRNILS, R.S. Répteis brasileiros: lista de espécies. **Herpetologia Brasileira**, v. 4, n. 3, p. 75-93, 2015.

CRUMP, M.L.; SCOTT JR., N.J. Standard techniques for inventory and monitoring. In: HEYER, W.R. et al. (Ed.). **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 84-92.

DIXO, M.; FUENTES, R.A.G.; BRISOLLA, G. Anfíbios e répteis. In: FARIA, H.H.; PIRES, A.S. (Ed.). **Parque Estadual do Morro do Diabo: plano de manejo**. Santa Cruz do Rio Pardo: Viena, 2006. p. 138-146.

DURIGAN, G. et. al. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 371-383, 2000.

FARIA, H.H.; PIRES, A.S. **Parque Estadual do Morro do Diabo**: plano de manejo. Santa Cruz do Rio Pardo: Viena, 2006. 311 p.

FIGUEIREDO, C.C. **Levantamento de lagartos (Squamata, Sauria) na Floresta Estadual de Pederneiras (SP)**. 2012. 35 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Centro de Ciências da Saúde, Universidade do Sagrado Coração, Bauru.

FREIRE, E.M.X.; JORGE, J.S.; RIBEIRO, L.B. First record of *Colobosaura modesta* (Reinhardt and Lütken, 1862) (Squamata: Gymnophthalmidae) to the Cariri region, state of Ceará, Brazil, with a map of its geographical distribution. **Check List**, v. 8, n. 5, p. 970 -972, 2012.

FROST, D.R. **Amphibian species of the world**: an online reference, version 6.0. New York: American Museum of Natural History, 2017. Disponível em: <<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>>. Acesso em: 19 maio 2017.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, n. 4, p. 379-391, 2001.

HADDAD, C.F.B.; GIOVANELLI, J.G.R.; ALEXANDRINO, J. O aquecimento global e seus efeitos na distribuição e declínios dos anfíbios. In: BUCKERIDGE, M.S. (Ed.). **Biologia e mudanças climáticas no Brasil**. São Carlos: RiMa, 2008. p. 195-206.

_____. et al. **Guia dos anfíbios da Mata Atlântica**: diversidade e biologia. São Paulo: Anolis Books, 2013. 543 p.

HANSKI, I. Metapopulation dynamics. **Nature**, v. 396, n. 6706, p. 41-49, 1998.

HORTAL, J.; BORGES, P.A.V.; GASPARE, C. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, n. 1, p. 274-287, 2006.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. **The IUCN red list of threatened species**, version 2016-3. Cambridge: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 2016. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 8 mar. 2017.

IOP, S. et al. Anurans of Turvo State Park: testing the validity of Seasonal Forest as a new biome in Brazil. **Journal of Natural History**, v. 45, n. 39-40, p. 2443-2461, 2011.

KRONKA, F.J.N. et al. **Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto Florestal: Imprensa Oficial, 2005. 200 p.

LEITÃO FILHO, H.F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e sub-tropicais do Brasil. **IPEF**, v. 35, p. 41-46, 1987.

LÜDDECKE, H.; AMÉZQUITA, A. Assessment of disc clipping on the survival and behavior of the Andean Frog *Hyla labialis*. **Copeia**, v. 1999, n. 3, p. 824-830, 1999.

MAFFEI, F.; UBAID, F.K.; JIM, J. **Anfíbios**: Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, SP, Brasil. Bauru: Canal6, 2011a. 128 p.

_____. Anurofauna em área de cerrado aberto no município de Borebi, estado de São Paulo, Sudeste do Brasil: uso do habitat, abundância e variação sazonal. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, p. 202-213, 2011b.

_____. et al. Anurans of the Agudos and Jaú municipalities, state of São Paulo, southeastern Brazil. **Check List**, v. 11, n. 3, p. 1-7, 2015.

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Publishing Company, 2004. 256 p.

MELO, A.S. A critique of the use of jackknife and related non-parametric techniques to estimate species richness. **Community Ecology**, v. 5, n. 2, p. 149-157, 2004.

- MELO, A.S.; FROELICH, C.G. Evaluation of methods for estimating macroinvertebrate species richness using individual stones in tropical streams. **Freshwater Biology**, v. 46, n. 6, p. 711-721, 2001.
- MITTERMEIER, R.A. et al. **Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Mexico: CEMEX, Agrupación Sierra Madre, 2004. 392 p.
- MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.
- NOGUEIRA, C.C. **Diversidade e padrões de distribuição da fauna de lagartos do Cerrado**. 2006. 295 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- _____.; BARBO, F.E.; FERRAREZZI, H. Redescription of *Apostolepis albicollaris* Lema, 2002, with a key for the species groups of the genus *Apostolepis* (Serpentes: Dipsadidae: Elapomorhini). **South American Journal of Herpetology**, v. 7, n. 3, p. 213-225, 2012.
- OLIVEIRA, R.J. **Variação da composição florística e da diversidade alfa das florestas atlânticas no estado de São Paulo**. 2006. 144 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.
- PHILLOTT, A.D. et al. Toe-clipping as an acceptable method of identifying individual anurans in mark recapture studies. **Herpetological Review**, v. 38, n. 3, p. 305-308, 2007.
- PRADO, D.E. Seasonally dry forests of Tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 57, n. 3, p. 437-461, 2000.
- RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOS, F.E.; HABEL, J.C. (Ed.). **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. Heidelberg: Springer, 2011. p. 405-434.
- RIBEIRO, S.L.B.; SANTOS JR., A.P.; VAZ-SILVA, W. Reptilia, Squamata, Amphisbaenidae, *Amphisbaena mertensi*: distribution extension, new state record, geographic distribution map. **Check List**, v. 3, n. 2, p. 84-87, 2007.
- RIBEIRO-JÚNIOR, J.W.; BERTOLUCI, J. Anuros do cerrado da Estação Ecológica e da Floresta Estadual de Assis, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, p. 207-216, 2009.
- ROLIM, D.C. Estrutura da comunidade de anfíbios da região de Bauru, SP. 2013. 137 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- _____. et al. Amphibia, Anura, Cycloramphidae, *Proceratophrys morato* (Jim and Caramaschi, 1980): distribution extension and new altitudinal record in state of São Paulo, Brazil. **Check List**, v. 6, n. 4, p. 576-578, 2010.
- ROSSA-FERES, D.C. et al. Anfíbios do estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1a, p. 1-19, 2011.
- SANTOS, T.G. et al. Anurans of a seasonally dry tropical forest: Morro do Diabo State Park, São Paulo state, Brazil. **Journal of Natural History**, v. 43, n. 15-16, p. 973-993, 2009.
- SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 60.133, de 7 de fevereiro de 2014. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as deficientes de dados para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, v. 124, n. 27, 8 fev. 2014. Seção 1, p. 25-32.
- SAZIMA, I. Natural history of the jararaca pitviper, *Bothrops jararaca*, in southeastern Brazil. In: CAMPBELL, J.A.; BRODIE, E.D. (Ed.). **Biology of the pitvipers**. Tyler: Selva, 1992. p. 199-216.

SAZIMA, I.; HADDAD, C.F.B. Répteis da Serra do Japi: notas sobre história natural. In: MORELLATO, L.P.C. (Ed.). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Campinas: Editora Unicamp: FAPESP, 1992. p. 212- 236.

SCOTT JR., N.J.; WOODWARD, B.D. Surveys at breeding sites. In: HEYER, W.R. et al. (Ed.). **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 118-125.

SEGALLA, M.V. et al. Brazilian amphibians: list of species. **Herpetologia Brasileira**, v. 5, n. 2, p. 34-46, 2016.

SERRANO FILHO, S. **Diversidade e distribuição dos lagartos de uma área de ecótono entre Cerrado e Mata Atlântica, no sudeste do Brasil**. 2012. 53 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto.

SILVA, F.R. Evaluation of survey methods for sampling anuran species richness in the Neotropics. **South American Journal of Herpetology**, v. 5, n. 3, p. 212-220, 2010.

SILVANO, D.L. **Distribuição e conservação de anfíbios no Cerrado em cenários atuais e futuros**. 2011. 121 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

SILVEIRA, A.L.; BRITES, V.L.C.; VALINHAS, R.V. First record of *Amphisbaena mertensi* Strauch, 1881 (Squamata: Amphisbaenidae) in Minas Gerais state, Brazil. **Check List**, v. 8, n. 1, p. 161-163, 2012.

SILVEIRA, L.F. et al. Para que servem os inventários de fauna? **Estudos Avançados**, v. 24, n. 68, p. 173-207, 2010.

SOUZA, F.M. et al. Vegetação. In: ALMEIDA, E.R.; TONIATO, M.T.Z.; DURIGAN, G. (Ed.). **Plano de Manejo da Estação Ecológica de Bauru**. São Paulo: Fundação Florestal/SEMA, 2010. p. 96-110.

THOMÉ, M.T.C. **Diversidade de anuros e lagartos em fisionomias de Cerrado na região de Itirapina, Sudeste do Brasil**. 2006. 52 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

UETANABARO, M. et al. **Guia de campo dos anuros do Pantanal e planaltos de entorno**. Campo Grande: UFMS; Cuiabá: UFMT, 2008. 196 p.

VALDUJO, P.H. et al. Anfíbios da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, região do Jalapão, estados do Tocantins e Bahia. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 251-262, 2011.

_____. et al. Anuran species composition and distribution patterns in Brazilian Cerrado, a neotropical hotspot. **South American Journal of Herpetology**, v. 7, n. 2, p. 63-78, 2012.

VANZOLINI, P.E.; WILLIAMS, E.E. South American anoles: the geographic differentiation and evolution of the *Anolis chrysoplepis* species group (Sauria, Iguanidae). **Arquivos de Zoologia (São Paulo)**, v. 19, n. 3-4, p. 1-298, 1970.

VASCONCELOS, T.S.; ROSSA-FERES, D.C. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 1-14, 2005.

VERDADE, V.K. et al. A leap further: the Brazilian Amphibian Conservation Action Plan. **Alytes**, v. 29, n. 1-4, p. 28-43, 2012.

WALTHER, B.A.; MOORE, J.L. The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. **Ecography**, v. 28, n. 6, p. 815-829, 2005.

WERNECK, F.P.; COLLI, G.R. The lizard assemblage from Seasonally Dry Tropical Forest enclaves in the Cerrado biome, Brazil, and its association with the Pleistocenic Arc. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 11, p. 1983-1992, 2006.

ARAUJO, C.O. Herpetofauna da Estação Ecológica de Bauru, São Paulo, Brasil.

WERNECK, F.P. et al. Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidence. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 2, p. 272-288, 2011.

ZAHER, H. et al. Répteis do Estado de São Paulo: conhecimento atual e perspectivas. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1a, p. 1-15, 2011.

Apêndice 1. Linhas de armadilhas de interceptação e queda e ambientes aquáticos amostrados na Estação Ecológica de Bauru, SP. Fitofisionomias: floresta estacional semidecidual montana (FESM); floresta estacional semidecidual aluvial (FESA); ecótono Cerrado/floresta estacional (C/FE).

Appendix 1. Pitfall traps lines and aquatic sites sampled at the Estação Ecológica de Bauru, São Paulo state, Brazil. Phytophysionomies: seasonal semideciduous montane forest (FESM); seasonal semideciduous alluvial forest (FESA); ecotone Savanna/seasonal forest (C/FE).

Linha de armadilha/ambiente aquático	Fitofisionomia	Coordenada geográfica (SAD 69)
1	FESM	22°13'46"S/49°04'52"O
2	FESM	22°14'08"S/49°05'08"O
3	FESM	22°14'15"S/49°04'53"O
4	FESM	22°13'58"S/49°05'03"O
5	FESM	22°14'18"S/49°04'45"O
6	FESM	22°13'56"S/49°05'04"O
7	FESM	22°14'07"S/49°05'30"O
8	FESM	22°14'17"S/49°05'27"O
9	FESM	22°13'47"S/49°05'53"O
10	FESM	22°13'47"S/49°05'22"O
11	C/FE	22°13'51"S/49°05'40"O
I - Lagoa temporária na borda de mata	FESM	22°14'11"S/49°05'12"O
II - Poça temporária no interior de mata	FESM	22°14'09"S/49°05'11"O
III - Poça temporária no interior de mata	FESM	22°14'08"S/49°05'11"O
IV - Riacho no interior de mata	FESM	22°13'59"S/49°05'08"O
V - Riacho no interior de mata	FESM	22°14'05"S/49°05'30"O
VI - Córrego na borda da mata	FESA	22°14'19"S/49°05'01"O
VII - Córrego na borda da mata	FESA	22°14'16"S/49°05'12"O
VIII - Córrego na borda da mata e poças temporárias	FESA	22°14'20"S/49°05'30"O
IX - Brejo na borda de mata	FESA	22°14'15"S/49°05'31"O

Apêndice 2. Anfíbios e répteis coletados na Estação Ecológica de Bauru, SP e depositados na Coleção de Anfíbios do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Rio Claro (CFBH) e Coleção Herpetológica “Alphonse Richard Hoge”, Instituto Butantan, São Paulo (IBSP e CRIB).

Appendix 2. Amphibians and reptiles collected at the Estação Ecológica de Bauru, São Paulo state, Brazil and deposited in the Coleção de Anfíbios do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista, Rio Claro (CFBH) e Coleção Herpetológica “Alphonse Richard Hoge”, Instituto Butantan, São Paulo (IBSP and CRIB).

CFBH: *Chiasmocleis albopunctata* (19997-20003); *Dendropsophus minutus* (19995); *Dendropsophus nanus* (19992-19994, 19996); *Elachistocleis cesarii* (20004-20008); *Hypsiboas albopunctatus* (19788-19789); *Hypsiboas faber* (19755); *Hypsiboas lundii* (19756); *Leptodactylus fuscus* (19759-19760); *Leptodactylus labyrinthicus* (19749); *Leptodactylus latrans* (19761-19763); *Leptodactylus mystaceus* (19781-19787, 20014); *Leptodactylus mystacinus* (19764-19768); *Leptodactylus podicipinus* (19987-19991); *Physalaemus cuvieri* (20009-20013, 20015-20017); *Physalaemus nattereri* (19769-19774); *Rhinella ornata* (19775-19780); *Rhinella schneideri* (19750-19754); *Scinax fuscovarius* (19790-19791); *Scinax similis* (19792-19793); *Trachycephalus typhonius* (19757-19758).

IBSP: *Apostolepis dimidiata* (76919); *Bothrops jararaca* (76918).

CRIB: *Amphisbaena mertensii* (1310-1312); *Norops brasiliensis* (0699-0701).

**REGENERAÇÃO NATURAL DA FLORESTA OMBRÓFILA DENSE
APÓS OITO ANOS DE ABANDONO DE ATIVIDADES AGRÍCOLAS
EM MIRACATU, VALE DO RIBEIRA, SP¹**

**NATURAL REGENERATION OF THE OMBROPHYLOUS DENSE FOREST
AFTER EIGHT YEARS OF ABANDONMENT OF AGRICULTURAL ACTIVITIES
IN MIRACATU, RIBEIRA VALLEY, SP**

Claudio de MOURA^{2,4}; Waldir MANTOVANI³

RESUMO – Este trabalho descreveu o processo de sucessão da vegetação em regeneração natural de uma área de floresta suprimida para introdução da bananicultura na Estação Ecológica Juréia-Itatins após oito anos de abandono das atividades agrícolas. Foram efetuados os levantamentos florísticos e fitossociológicos em cinco parcelas de 10 x 25 m, onde todos os indivíduos de porte arbustivo-arbóreo ≥ 1 m de altura foram coletados e registrados a altura e perímetro das plantas e as espécies foram classificadas em síndromes de dispersão e grupos sucessionais. A estrutura da floresta foi analisada por meio dos parâmetros fitossociológicos usuais, índice de diversidade de Shannon (H') e equabilidade (J'). Foram amostrados 1.440 indivíduos de 149 espécies e 59 famílias, sendo Melastomataceae (29), Myrtaceae (15), Fabaceae (10) e Rubiaceae (9) as famílias de maior riqueza, predominando espécies pioneiras e secundárias iniciais (36,91%) e zoocóricas (54,36%). As espécies com os maiores valores de cobertura foram *Tibouchina pulchra*, *Leandra variabilis*, *Miconia cinnamomifolia* e *Piptocarpha macropoda*. *L. variabilis* apresentou maior densidade absoluta (2.568 ind./ha) e relativa (24,21%). *T. pulchra* apresentou a maior dominância absoluta e relativa, com 10,04 m²/ha e 37,72%, respectivamente. Na estrutura da floresta, destacaram-se as espécies pioneiras. A diversidade ($H' = 3,330$ nat. ind.⁻¹) e equabilidade ($J' = 0,666$) obtidas são equivalentes a áreas de mesma idade. A regeneração natural é uma forma promissora de recuperação ambiental em condições semelhantes, pois permite a formação de uma floresta secundária com elevada riqueza de espécies e densidade de indivíduos, além de erradicar de 91,93 a 100% das bananeiras anteriormente introduzidas.

Palavras-chave: sucessão florestal; restauração passiva; bananicultura; Juréia.

¹Recebido para análise em 13.09.2016. Aceito para publicação em 31.05.2017.

²Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, SP, Brasil.

³Programa de Pós-graduação em Ciência Ambiental – PROCAM, Instituto de Energia e Ambiente – IEE, Universidade de São Paulo, Av. Prof. Luciano Gualberto, 1289, Cidade Universitária, 05508-010, São Paulo, SP, Brasil.

⁴Autor para correspondência: Claudio de Moura – claudio.moura69@yahoo.com.br

ABSTRACT – This work described the process of succession of vegetation in natural regeneration of an suppressed forest area for introduction of banana plantation in the Juréia-Itatins Ecological Station after eight years of abandonment of agricultural activities. The floristic and phytosociological surveys were conducted on five plots of 10 x 25 m, where all individuals of shrub-tree size ≥ 1 m height where all individuals of shrub-tree size ≥ 1 m height were collected, the height and perimeter of plants were recorded and the species have been classified in dispersal syndromes and successional groups. The forest structure was analyzed using the usual phytosociology parameters, Shannon diversity index (H') and equability (J'). We sampled 1,440 individuals of 149 species and 59 families, being Melastomataceae (29), Myrtaceae (15), Fabaceae (10) and Rubiaceae (9) the families of greater richness, predominating pioneer and early secondary species (36.91%) and zoochorous (54.36%). The species with the highest coverage values were *Tibouchina pulchra*, *Leandra variabilis*, *Miconia cinnamomifolia* and *Piptocarpha macropoda*. *L. variabilis* showed higher absolute (2,568 ind./ha) and relative (24.21%) density. *T. pulchra* showed the highest absolute and relative dominance, with 10.04 m²/ha and 37.72%, respectively. In the forest structure predominated the pioneer species. The diversity ($H' = 3.330$ nat. ind⁻¹) and equability ($J' = 0.666$) obtained are equivalent to areas of the same age. Natural regeneration is a promising form of environmental recovery in similar conditions, because it allowed the formation of a secondary forest with high species richness and density of individuals, besides eradicating from 91.93 to 100% of the previously introduced banana trees.

Keywords: forest succession; passive restoration; banana plantations; Juréia.

1 INTRODUÇÃO

A sucessão de comunidades de plantas é um dos processos ecológicos mais difundidos da ecologia, no qual a mudança na estrutura e composição de espécies, após perturbações naturais ou antrópicas, tem sido usada para produzir e testar muitos conceitos fundamentais e teorias ecológicas (Cadenasso et al., 2008).

Estudando a sucessão de comunidades vegetais após perturbação, Connell e Slatyer (1977) estabeleceram que existem três modelos de sucessão de espécies, as facilitadoras, tolerantes e inibidoras, conforme segue: Facilitadoras – são espécies de início de sucessão que se estabelecem no ambiente e criam as condições adequadas de solo e microclima para as espécies tardias; Tolerantes – são espécies de sucessão tardia que têm mais capacidade do que as de início de sucessão de crescer e se desenvolver com poucos recursos, mesmo na presença de outras espécies; Inibidoras – são espécies de sucessão tardia que não conseguem crescer na presença das iniciais,

aparecem mais tarde por terem vida longa e gradualmente vão se desenvolvendo até substituírem as espécies iniciais de sucessão.

Apesar da dificuldade em prever padrões de substituição de espécies, durante a sucessão secundária ocorre uma série de eventos e processos que começam com a colonização inicial do local, avançam por meio do fechamento do dossel, da recuperação de riqueza de espécies, do aumento na área basal e da biomassa, e terminam com o retorno a uma composição de espécies semelhante às condições de sucessão tardia (Guariguata e Ostertag, 2001).

A regeneração natural é um processo de sucessão secundária em nível de comunidade e de ecossistema, sobre uma área florestada que foi desmatada, onde o processo sucessiona segue uma progressão de estágios ou fases durante os quais as florestas apresentam enriquecimento gradual de espécies e um aumento em complexidade estrutural e funcional (Chazdon, 2012).

A capacidade de regeneração da vegetação da floresta neotropical é alta se existirem fontes de propágulos e se a intensidade de uso do solo antes do abandono não tiver sido severa (Guariguata e Ostertag, 2001). Na regeneração natural, até áreas recentemente desmatadas ou pouco degradadas podem ser recuperadas pelos meios locais, ou seja, pelo brotamento das árvores cortadas, assim como pela germinação de sementes presentes na chuva e banco de sementes, ou por meios externos, como fragmentos florestais próximos que funcionam como fontes de sementes, que são importantes para a regeneração da floresta (Ferretti, 2002; Carpanezzi, 2005; Baider et al., 2001), e mesmo pequenos fragmentos bem estruturados podem servir como importantes fontes de sementes para recomposição de áreas degradadas no entorno (Pivello et al., 2006).

Em várias situações em que as perturbações sofridas não tenham sido muito intensas, os processos naturais de regeneração têm-se mostrado mais eficazes em reconstruir o ecossistema do que as interferências planejadas (Durigan et al., 2004). E em algumas delas, a simples remoção dos fatores de degradação e o isolamento da área podem ser suficientes para estimular a sucessão natural (Insernhagen et al., 2010a; Jesus e Rolim, 2005).

O abandono de um local permitindo a recomposição natural da vegetação pela regeneração natural é uma estratégia que tem sido sugerida pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (2003), por favorecer o desenvolvimento de arbustos e árvores que compõem uma floresta secundária, além da estabilização dos solos e a diminuição de erosão.

O retorno espontâneo sem intervenção humana deliberada de um ecossistema degradado a um estado pré-existente, dependente da resiliência e do processo dinâmico de sucessão decorrente de regeneração natural, é denominado restauração passiva (Aronson et al., 2011).

A bananicultura é a atividade econômica mais importante da região do Vale do Ribeira, que é a principal produtora de banana do estado de São Paulo, responsável por mais de 60% da produção, cuja cultura ocupava 33.855 ha de área produtiva em 2015 (São Paulo, 2008, 2015).

Devido à sua elevada biodiversidade a região do Vale do Ribeira foi considerada como de extrema importância biológica para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica (Brasil, 2000). A Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape/Litoral Sul concentra 1.163.515 milhões de hectares de vegetação natural remanescente, que corresponde a 53,4% de sua superfície, representando 4,68% da vegetação natural do estado de São Paulo, dos quais 35,58% (414.002 ha) estão inseridos em unidades de conservação (Kronka et al., 2007; Nalon et al., 2008; Xavier et al., 2008).

A Estação Ecológica da Juréia-Itatins – EEJI, criada em meados da década de 1980, foi reclassificada pela Lei nº 14.982/2013, que alterou os limites da EEJI e criou o Mosaico de Unidades de Conservação Juréia-Itatins – MUCJI, possui área total de 97.213 ha, dos quais 84.425 ha pertencem à EEJI (São Paulo, 2013). A EEJI foi considerada por Mamede et al. (2001) como um dos trechos florestados melhor protegidos e preservados da Mata Atlântica brasileira, que, segundo Myers et al. (2000), é uma das oito áreas mais importantes para conservação da biodiversidade mundial.

O Brasil é considerado um dos países detentores de maior biodiversidade no mundo e, por isso, é responsável por conservar muitas das espécies, ecossistemas naturais e processos biológicos que tornam nosso planeta habitável (Lewinsohn e Prado, 2002). Dessa maneira, as florestas secundárias são importantes por preservarem conjuntos florísticos com considerável riqueza de espécies, muitas raras ou ameaçadas de extinção, cuja existência é um aspecto adicional que valoriza a importância biológica destas florestas (Arzolla et al., 2011).

No ano de 2004, ocorreram diversos desmatamentos em áreas de Floresta Ombrófila Densa para implantação da bananicultura na região norte da EEJI gerando problemas ambientais e legais para a manutenção desta atividade, na região norte da EEJI, que geraram problemas ambientais e legais para a manutenção desta atividade e demandaram ações de manejo e recuperação das áreas degradadas.

Este trabalho além de descrever a vegetação nativa regenerante em uma área de Floresta Ombrófila Densa Submontana degradada para implantação da bananicultura teve também como objetivo responder as seguintes perguntas: I) A regeneração natural é uma alternativa técnica capaz de recuperar áreas degradadas para implantação da bananicultura? II) A regeneração natural da vegetação é capaz de erradicar as bananeiras introduzidas nas condições estudadas?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição e Histórico da Área de Estudo

A área estudada localiza-se sob as coordenadas 24°20'40,03"S e 47°20'14,74"W na localidade denominada Colinas Verdes, município de Miracatu, na região do Vale do Ribeira, no interior da Estação Ecológica Juréia-Itatins (EEJI) na região norte (Figura 1),

próxima de remanescentes florestais, onde a vegetação predominante é a Floresta Ombrófila Densa Submontana (Kronka et al., 2007). Entre 2004 a 2009, a EEJI foi alvo de inúmeros desmatamentos para a introdução da monocultura da banana *Musa* sp. (Musaceae), espécie exótica originária do continente asiático.

A introdução da bananicultura no local ocorreu em 2005 e foi manejada até 2007, quando a área foi abandonada. Após oito anos de regeneração natural, o presente estudo foi iniciado em novembro de 2014, porém o monitoramento de perturbações externas (roçadas, uso do fogo, soltura de gado, entre outras) tem sido realizado na área desde 2008. Para a implantação do bananal, houve a supressão de 4,02 ha, o que equivale a 40.200 m² de vegetação secundária de Floresta Ombrófila Densa Submontana em estágio médio a avançado de regeneração, conforme estabelecido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA na Resolução CONAMA nº 10/1993 (CONAMA, 1993), que resultou na autuação da Polícia Ambiental em 16/02/2006.

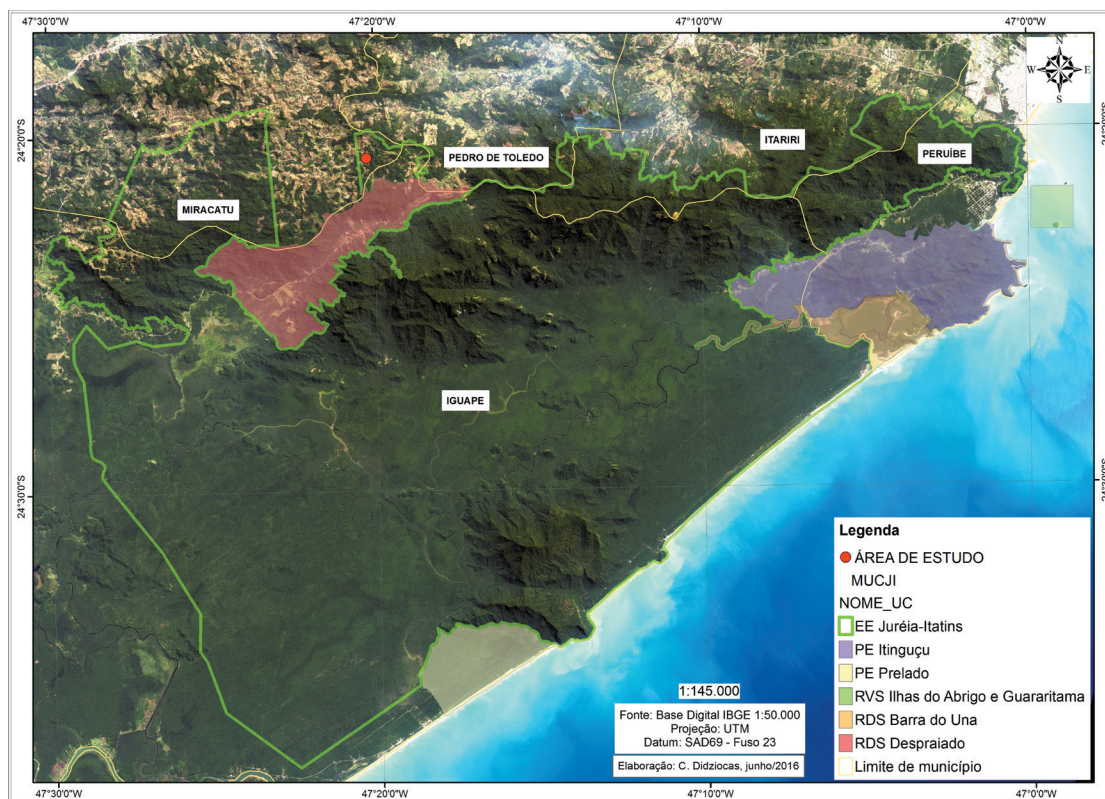


Figura 1. Localização da área de estudo no Mosaico de UCs Juréia-Itatins. (Fonte: acervo EEJI).

Figure 1. Location of the study area in the Juréia-Itatins Conservation Units Mosaic. (Source: EEJI collection).

O clima predominante é do tipo Cfa, segundo o sistema de classificação de Koeppen, com temperatura média anual que varia de 19,6-19,0 °C, temperatura média máxima que varia de 24,6-24,2 °C e pluviosidade média anual que varia de 2.000-2.200 mm (Tarifa, 2004).

Do ponto de vista geomorfológico e geológico, a área estudada situa-se na unidade de Morros e Serras que se estende por uma faixa de direção E-W, com cerca de 50 km de comprimento e 10 km de largura; na área de estudo, a unidade de relevo é denominada localmente como Serra do Bananal (na porção oeste), onde predominam rochas gnáissico-migmatíticas (Souza e Souza, 2004).

Segundo Morrone (2001), do ponto de vista biogeográfico, a Juréia situa-se na região Neotropical, na subregião Paranaense, na Província da Floresta Atlântica Brasileira.

2.2 Estudo Florístico e Fitossociológico

A caracterização da vegetação na área degradada foi feita por meio de levantamentos de campo com coleta de material botânico realizado em 13 expedições que ocorreram no período de 10 de novembro de 2014 a 19 de outubro de 2015.

Para o estudo fitossociológico foi utilizado o método de parcelas (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974), em que foi feito um bloco único de 40 x 100 metros subdivididos em 16 parcelas de 10 x 25 metros, das quais cinco parcelas foram sorteadas ao acaso, visando amostrar ao máximo a provável heterogeneidade da vegetação regenerante, e posteriormente instaladas para realização do estudo, conforme Figura 2. As cinco parcelas de 10 x 25 m totalizaram 1.250 m², ou seja, 0,125 ha de área total.

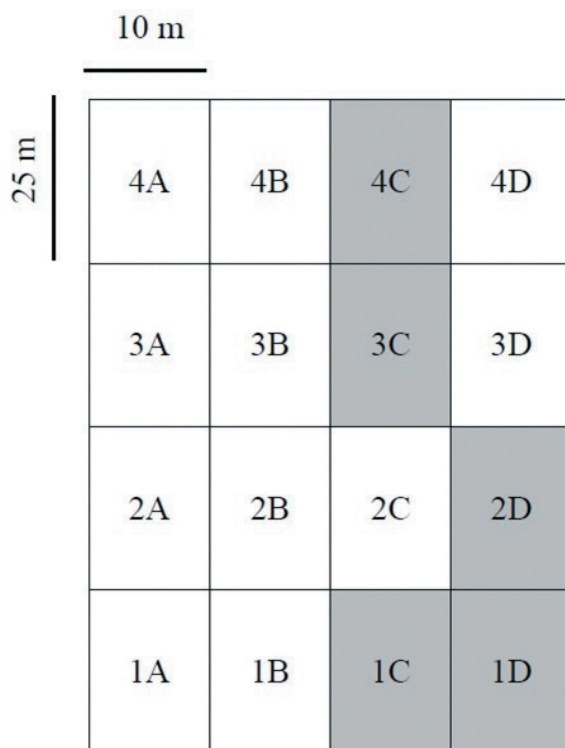


Figura 2. Parcelas sorteadas da área estudada.

Figure 2. Plots drawn from study area.

Todos os indivíduos lenhosos de porte arbustivo-arbóreo com altura ≥ 1 metro, férteis ou não, foram amostrados, numerados e etiquetados com fichas de lona plástica afixadas com fitilho de plástico. Para cada indivíduo foi anotada a forma de vida, a circunferência do caule a 1,3 m do solo, ou seja, à altura do peito (CAP) e foi procedida a identificação das espécies em campo, sempre que possível. No caso dos arbustos, arbustos escandentes e indivíduos arbóreos jovens menores que 1,3 m de altura, a CAP foi medida antes da porção terminal do caule.

As formas de vida consideradas neste trabalho foram arbusto, arbusto-escandente, arvoreta, árvore e feto arborescente, baseadas em Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2012), Sobral e Jarenkow (2006) e Prado e Sylvestre (2010). Por não terem porte arbustivo-arbóreo e por não se enquadrarem nos critérios estabelecidos no estudo, as bananeiras *Musa* sp. não foram amostradas; porém, todos os indivíduos presentes nas parcelas estudadas foram contabilizados para fins de monitoramento da erradicação da espécie exótica pela regeneração natural.

Para estimar o percentual de erradicação das bananeiras pela regeneração natural dividimos o número de bananeiras remanescentes registradas pelo número de plantas indicadas no espaçamento usual de 2 x 2 m para cada parcela, conforme recomendações apresentadas por Teixeira et al. (2014).

As coletas de material botânico foram efetuadas com tesoura de poda, tesoura de poda alta e estilingue quando necessário e foram realizadas através de visitas à área selecionada. Todos os indivíduos foram coletados, secos em estufa e processados em herbário, conforme Fidalgo e Bononi (1984).

Os indivíduos lenhosos mortos também foram amostrados, etiquetados e, quando possível, identificados pelo padrão de caule e/ou casca, porém não foram incluídos nas análises fitossociológicas devido à dificuldade de identificação das espécies conforme apontado por Durigan (2009), mas podem servir para indicar a dinâmica da vegetação durante a sucessão florestal, principalmente das espécies de ciclo de vida curto.

Após o processamento dos materiais procedeu-se a identificação botânica das espécies por comparação, consulta a especialistas e com base na literatura especializada. Os materiais férteis identificados serão incorporados ao Herbário Dom Bento José Pickel do Instituto Florestal (SPSF).

As espécies foram categorizadas conforme as síndromes de dispersão dos propágulos: Anemocoria, Autocoria e Zoocoria, propostas por Pijl (1969), e grupos sucessionais: pioneiras (P), secundárias iniciais (Si) e secundárias tardias (St) de acordo com Budowski (1965), Gandolfi et al. (1995), Arzolla (2002) e Catharino (2006), além das espécies de sub-bosque (SB), que têm todo o seu ciclo de vida no interior da floresta na sombra de outras árvores e nunca alcançam o dossel (Tabarelli et al., 1993). As plantas cuja identificação não foi possível foram denominadas “não classificadas” (nc).

Os parâmetros fitossociológicos considerados foram: densidade e dominância, tanto absoluta quanto relativa, além do valor de cobertura (VC), propostos por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), o índice de diversidade de Shannon (H') e equabilidade (J') (Pielou, 1975). Além do Índice de Morisita Padronizado (I_p) (Morisita, 1962 modificado por Smith-Gill, 1975), para análise do padrão de distribuição espacial. Os padrões de distribuição espacial considerados foram os definidos por Matteucci e Colma (1982): aleatório, agregado e regular. Os cálculos foram realizados através do Programa Fitopac (Shepherd, 2010).

A frequência é um parâmetro fitossociológico que sofre muita influência do tamanho da área amostral (Martins, 1991) que resulta em uma supervalorização da frequência relativa (FR) e consequentemente do valor de importância (VI), que é composto pela soma dos valores da densidade relativa, dominância relativa e frequência relativa, desse modo, neste estudo não consideramos os cálculos das frequências relativas e absolutas, assim como do valor de importância.

As espécies de angiospermas foram listadas de acordo com a classificação das famílias reconhecidas pelo *Angiosperm Phylogeny Group* (APG IV, 2016). Para a conferência dos gêneros, sinônimos e descritores foi consultado o site da Lista de Espécies da Flora Brasileira (Forzza et al., 2016). Os fetos arborescentes foram classificados de acordo com Prado e Sylvestre (2016).

3 RESULTADOS

3.1 Indivíduos Registrados na Área Estudada

Foram registrados 1.444 indivíduos, sendo 118 mortos em pé, dos quais 57 (48,30%) foram reconhecidos pelo padrão do caule e/ou casca, o que permitiu identificar 18 indivíduos de *Trema micrantha* (Cannabaceae), 13 de *Leandra variabilis* (Melastomataceae), 11 de *Cecropia* sp. (Urticaceae), seis de *Tibouchina pulchra* (Melastomataceae), um de *Myrsine* sp. (Primulaceae), cinco indivíduos de Melastomataceae e três de Cyatheaceae.

Na área de estudo, foram observados 14 indivíduos de *Musa* sp. remanescentes do plantio,

com cerca de 1 metro de altura, além de indivíduos de outras espécies exóticas, tais como três indivíduos de cafeeiro (*Coffea* sp.) e um limoeiro (*Citrus* sp.), também remanescentes das plantas introduzidas pelos agricultores no local.

3.2 Estudo Florístico

Foram registrados 1.326 indivíduos vivos, pertencentes a 59 famílias botânicas e distribuídos em 74 gêneros, 149 espécies, dentre as quais 19 foram identificadas no nível de família e 18 de gênero. Não foi possível a identificação em dezessete plantas devido à dificuldade de coleta de material e, portanto, foram consideradas indeterminadas (Tabela 1)

Tabela 1. Espécies regenerantes registradas na região das Colinas Verdes, Estação Ecológica Juréia-Itatins, Miracatu-SP. Número de indivíduos (Ni). Grupos sucessionais (Gs): Pioneira (P), Secundária inicial (Si), Secundária tardia (St) e Sub-bosque (SB). Síndrome de dispersão (Sd): Autocoria (Aut), Anemocoria (Ane), Zoocoria (Zoo) e não classificada (nc).

Table 1. Regenerating species registered in Colinas Verdes region, Juréia-Itatins Ecological Station, Miracatu-SP. Number of individuals (Ni). Sucessional groups (Gs): Pioneer (P), secondary (Si), late Secondary (St) and understorey (SB). Dispersion syndrome (Sd): Viviparous (Aut), Anemochory (Ane), Zoochory (Zoo) and not classified (nc).

Família	Espécie	Ni	Gs	Sd
Annonaceae	<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	2	St	Zoo
	<i>Annona</i> sp.1	1	St	Zoo
	<i>Xylopia langsdorfiana</i> A.St.-Hil. & Tul.	1	St	Zoo
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	1	St	Zoo
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	1	SB	Zoo
Asteraceae	<i>Austroeupatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	1	P	Ane
	<i>Critoniopsis quinqueflora</i> (Less.) H.Rob.	1	P	Ane
	<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	37	P	Ane
	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	10	P	Ane
	<i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob.	6	P	Ane
	<i>Vernonia</i> sp.	1	P	Ane
Bignoniaceae	Bignoniaceae 1	1	nc	nc
Canellaceae	<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	1	St	Zoo
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	20	P	Zoo
Celastraceae	<i>Cheiloclinium</i> sp.	1	SB	Zoo
	<i>Maytenus</i> sp.1	1	SB	Zoo
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	1	SB	Zoo

continua
to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Família	Espécie	NI	Gs	Sd
Cyatheaceae	Cyatheaceae	13	SB	Ane
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	3	St	Ane
	<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	5	St	Ane
Euphorbiaceae	<i>Acalypha diversifolia</i> Jacq.	1	nc	nc
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	24	Si	Zoo
	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	22	Si	Aut
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	24	Si	Aut
	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	7	Si	Zoo
Fabaceae	<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne	1	St	Zoo
	<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme	1	Si	Aut
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	1	Si	Ane
	<i>Dioclea</i> sp.1	3	nc	nc
	Fabaceae 1	1	nc	nc
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	1	St	Ane
	<i>Machaerium cantarellianum</i> Hoehne	1	St	Ane
	<i>Machaerium oblongifolium</i> Vogel	1	St	Ane
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	1	St	Zoo
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	3	P	Auto
Humiriaceae	<i>Vantanea compacta</i> (Schnizl.) Cuatrec.	2	St	Zoo
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	2	P	Zoo
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	1	SB	Zoo
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	6	Si	Zoo
	<i>Ocotea</i> sp.	1	nc	nc
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	1	St	Ane
Loganiaceae	<i>Strychnos trinervis</i> (Vell.) Mart.	2	nc	nc
Malpighiaceae	<i>Heteropterys aenea</i> Griseb.	1	nc	nc
Melastomataceae	<i>Huberia</i> aff. <i>nettoana</i> Brade	1	nc	nc
	<i>Leandra melastomoides</i> Raddi	31	P	Zoo
	<i>Leandra variabilis</i> Raddi	321	P	Zoo
	<i>Leandra</i> sp.1	7	nc	nc
	<i>Leandra</i> sp.2	1	nc	nc
	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	19	Si	Zoo
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	136	Si	Zoo
	<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	1	Si	Zoo
	<i>Miconia discolor</i> DC.	45	P	Zoo

continua
 to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Família	Espécie	NI	Gs	Sd
	<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	9	P	Zoo
	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	1	SB	Zoo
	<i>Miconia</i> sp.2	1	nc	nc
	<i>Ossaea amygdaloides</i> (DC.) Triana	3	P	Zoo
	<i>Ossaea sanguinea</i> Cogn.	11	P	Zoo
	<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	170	P	Ane
	Melastomataceae 1	1	nc	nc
	Melastomataceae 2	1	nc	nc
	Melastomataceae 3	1	nc	nc
	Melastomataceae 4	1	nc	nc
	Melastomataceae 5	1	nc	nc
	Melastomataceae 6	1	nc	nc
	Melastomataceae 7	1	nc	nc
	Melastomataceae 8	1	nc	nc
	Melastomataceae 9	1	nc	nc
	Melastomataceae 10	1	nc	nc
	Melastomataceae 11	1	nc	nc
	Melastomataceae 12	1	nc	nc
	Melastomataceae 13	1	nc	nc
	Melastomataceae 14	1	nc	nc
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	1	SB	Zoo
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	11	SB	Zoo
	<i>Siparuna guianensis</i> (Spreng.) A.DC.	1	Si	Zoo
Moraceae	<i>Ficus gomelleira</i> Kunth	1	Si	Zoo
	<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	1	St	Zoo
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	1	St	Zoo
Myrtaceae	<i>Calyptanthus grandifolia</i> O.Berg	2	St	Zoo
	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	1	St	Zoo
	<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	3	St	Zoo
	<i>Eugenia macahensis</i> O.Berg	1	St	Zoo
	<i>Eugenia prasina</i> O.Berg	12	St	Zoo
	<i>Eugenia stigmatica</i> DC.	1	St	Zoo
	<i>Eugenia</i> sp.1	1	nc	nc
	<i>Eugenia</i> sp.2	3	nc	nc
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	1	St	Zoo

continua
 to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Família	Espécie	NI	Gs	Sd
Nyctaginaceae	<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	1	St	Zoo
	<i>Myrciaria</i> sp.1	1	Si	Zoo
	Myrtaceae 1	1	Si	Zoo
	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	4	Si	Zoo
	<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	14	Si	Zoo
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	21	Si	Zoo
Olacaceae	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	5	St	Zoo
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	1	Si	Zoo
Phyllantaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	51	Si	Auto
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	1	P	Zoo
	<i>Piper caldense</i> C.DC.	2	P	Zoo
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	50	P	Zoo
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1	Si	Zoo
	<i>Myrsine</i> sp.	3	P	Zoo
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	1	St	Zoo
Rubiaceae	<i>Coffea</i> sp.*	3	nc	nc
	<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	1	Si	Zoo
	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	9	Si	Zoo
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	1	SB	Zoo
	<i>Psychotria nemorosa</i> Gardner	4	SB	Zoo
	<i>Psychotria</i> sp.	1	SB	Zoo
	<i>Rudgea recurva</i> Müll.Arg.	13	SB	Zoo
	Rubiaceae 1	1	nc	nc
	<i>Citrus</i> sp.*	1	nc	nc
Rutaceae	<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	5	Si	Zoo
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	4	St	Zoo
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	7	Si	Zoo
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	3	St	Zoo
	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	2	St	Zoo
	<i>Pouteria beaurepairei</i> (Glaz. & Raunk.) Baehni	1	St	Zoo
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	2	Si	Zoo
Solanaceae	<i>Solanum cernuum</i> Vell.	7	P	Zoo
	<i>Solanum stipulatum</i> Vell.	5	Si	Zoo
	<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	8	P	Zoo
Symplocaceae	<i>Symplocos falcata</i> Brand	1	St	Zoo

continua
to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Família	Espécie	NI	Gs	Sd
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	11	P	Zoo
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	8	P	Zoo
	<i>Cecropia</i> sp.	4	P	Zoo
	<i>Urera nitida</i> (Vell.) P.Brack	12	P	Zoo
	Urticaceae 1	1	nc	nc
Indeterminada 1	Indeterminada 1	1	nc	nc
Indeterminada 2	Indeterminada 2	1	nc	nc
Indeterminada 3	Indeterminada 3	1	nc	nc
Indeterminada 4	Indeterminada 4	1	nc	nc
Indeterminada 5	Indeterminada 5	1	nc	nc
Indeterminada 6	Indeterminada 6	1	nc	nc
Indeterminada 7	Indeterminada 7	1	nc	nc
Indeterminada 8	Indeterminada 8	1	nc	nc
Indeterminada 9	Indeterminada 9	1	nc	nc
Indeterminada 10	Indeterminada 10	1	nc	nc
Indeterminada 11	Indeterminada 11	1	nc	nc
Indeterminada 12	Indeterminada 12	1	nc	nc
Indeterminada 13	Indeterminada 13	1	nc	nc
Indeterminada 14	Indeterminada 14	1	nc	nc
Indeterminada 15	Indeterminada 15	1	nc	nc
Indeterminada 16	Indeterminada 16	1	nc	nc
Indeterminada 17	Indeterminada 17	1	nc	nc

*Espécie exótica.

*Exotic species.

Os gêneros de maior riqueza foram *Eugenia* e *Miconia* com sete espécies cada, *Leandra* e *Solanum* (quatro cada), que juntos que juntos totalizam 32 espécies, as quais representam 21,47% das espécies (Tabela 1).

As famílias com as maiores riquezas de espécies foram Melastomataceae (29), Myrtaceae (15), Fabaceae (10), Rubiaceae (nove), Asteraceae (seis), Euphorbiaceae e Urticaceae, (cinco cada), que juntas representam 53,02% do total de espécies amostradas (Tabela 1; Figura 3).

Os grupos sucessionais predominantes foram as espécies secundárias tardias (St) com 22,82%, seguidas das secundárias iniciais (Si) com 19,46%, pioneiras (P) com 17,45% e de sub-bosque (SB) com 8,05%. A classificação não foi possível para 32,21% das espécies registradas (Tabela 1; Figura 4).

A síndrome de dispersão predominante na amostra foi a zoocoria em 54,36% das espécies, anemocoria (10,07%), autocoria (3,35%) e 32,21% não foram classificados (nc) (Tabela 1; Figura 5).

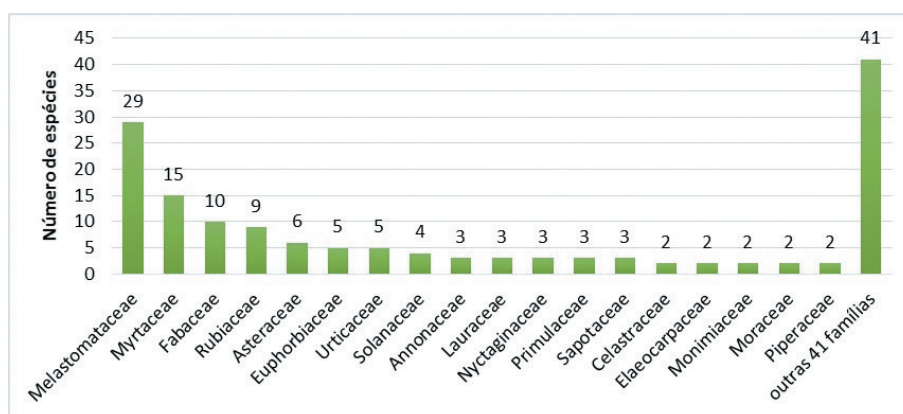


Figura 3. Famílias com maiores riquezas de espécies da área estudada, EEJI, Miracatu-SP.

Figure 3. Families with highest species richness in the studied area , EEJI, Miracatu-SP.

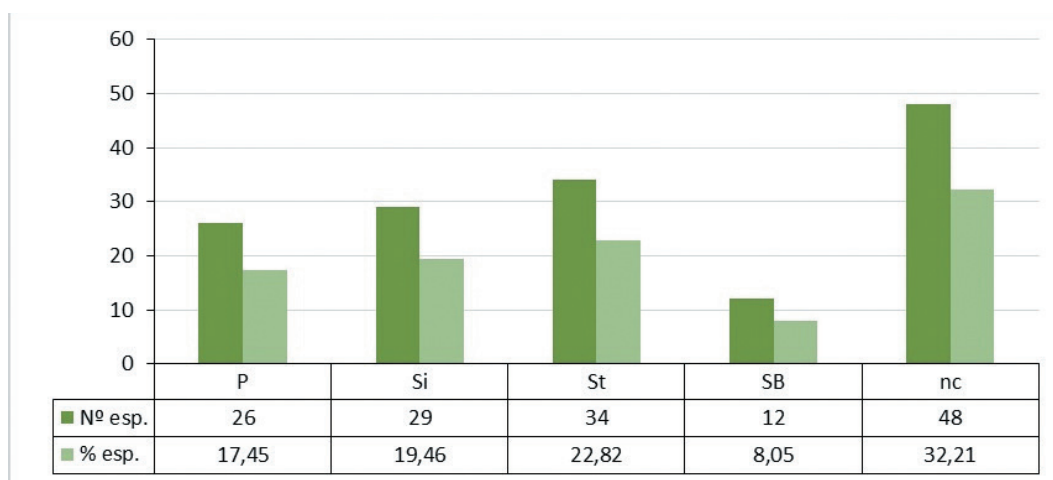


Figura 4. Grupos sucessionais predominantes entre as espécies levantadas na área estudada, EEJI, Miracatu-SP.

Figure 4. Predominant successional groups among the species surveyed in the studied area, EEJI, Miracatu-SP.

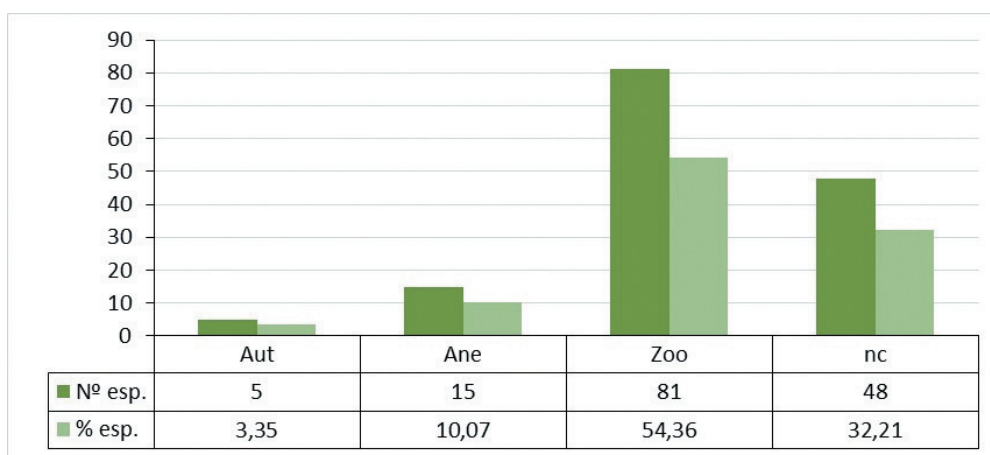


Figura 5. Síndromes de dispersão predominantes entre as espécies levantadas no estudo, EEJI, Miracatu-SP.

Figure 5. Dispersion syndromes predominant among the species surveyed in the study, EEJI, Miracatu-SP.

3.3 Estudo Fitossociológico

No estudo foram amostrados 1.326 indivíduos, a Dominância Absoluta total da amostra foi de 26,63 m²/ha e a Densidade Absoluta obtida foi de 10.608 ind./ha. O índice de diversidade de Shannon-Wiener calculado para a área de estudo foi $H' = 3,330$ nat. ind.⁻¹ e o valor da equabilidade de Pielou foi $J' = 0,666$, conforme características gerais da vegetação regenerante apresentadas na Tabela 2.

O cálculo do Índice de Morisita Padronizado (I_p) obtido foi $I_p = 0,503$, assim o padrão de distribuição espacial das espécies é agregado, conforme Matteucci e Colma (1982), pois neste índice, se o valor padronizado for $> 0,5$ a distribuição espacial da população será agregada; se for $< -0,5$, a distribuição será uniforme; se estiver entre estes dois valores, será aleatória.

Tabela 2. Características gerais da vegetação regenerante na área de estudo, E.E. Juréia-Itatins.

Table 2. General characteristics of regenerating vegetation in the study area, E.E. Juréia-Itatins.

Características da vegetação	Área de estudo Quantidade
Número de Famílias	59
Número de espécies	149
Área amostrada (m ²)	1.250
Densidade (ind./ha)	10.608
Dominância absoluta (m ² /ha)	26,63
Indivíduos amostrados	1.444
Indivíduos considerados	1.326
Indivíduos mortos em pé	118
Diâmetro máximo (cm)	24,19
Diâmetro médio (cm)	3,69
Altura máxima (m)	19
Altura média (m)	4,79
Indivíduos com caules múltiplos	250
Índice Shannon-Wiener	3,330
Equabilidade	0,666

Entre os 1.326 indivíduos amostrados, 61 (4,6% dos indivíduos) possuíam altura de 15 a 19 m, 162 (12,22%) de 10 a 14,5 m, 198 (14,93%) de 5 a 9,5 m e 68,25% deles (905) de 1 a 4,5 m de altura. Entre as 61 árvores com altura de 15 a 19 m, 29 indivíduos (47,54%) são da espécie *Tibouchina pulchra*, 12 indivíduos (19,67%) de *Piptocarpha macropoda* e cinco (8,20%) da espécie *Vernonanthura discolor*. Apenas sete indivíduos atingiram 19 metros de altura, sendo um da espécie *P. macropoda*, um de *V. discolor* e cinco de *T. pulchra*.

A espécie que apresentou o maior diâmetro à altura do peito – DAP do estudo foi *Vernonanthura discolor* com 24,19 cm, e aquela com maior variação diamétrica foi *T. pulchra*; uma árvore com três ramificações de 16 m de altura atingiu o segundo maior DAP da amostra com 22,91 cm (Tabela 3). Na Tabela 3, relacionamos as espécies que apresentaram os indivíduos com os maiores valores de DAP e altura na área estudada.

Tabela 3. Variação do DAP e da altura das espécies levantadas na área estudada, Miracatu, EEJI.

Table 3. Variation of DBH and height of species surveyed in the studied area, Miracatu, EEJI.

Espécie	DAP	Altura
<i>Vernonanthura discolor</i>	4,33-24,19 cm	8-19 m
<i>Tibouchina pulchra</i>	0,48-22,91 cm	1,2-19 m
<i>Myrsine coriacea</i>	0,89-20,62 cm	2-18 m
<i>Senna multijuga</i>	2,86-19,75 cm	3-8 m
<i>Critoniopsis quinqueflora</i>	19,74 cm	12 m
<i>Piptocarpha macropoda</i>	0,64-19,10 cm	1,3-19 m
<i>Cecropia glaziovii</i>	5,35-19,10 cm	6-15 m
<i>Styrax acuminatus</i>	17,63 cm	14 m
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>	16,92 cm	10 m
<i>Vernonanthura puberula</i>	15,92 cm	1,1-9 m

Ao todo foram levantados 250 indivíduos com caules múltiplos e entre eles as espécies que se destacaram foram *Leandra variabilis* com até 13 caules, *L. melastomoides* (sete), *Guapira opposita*, *M. cinnamomifolia* e *Urera nitida* (seis cada), *Guapira nitida*, *Miconia discolor*, *Senna multijuga* e *T. pulchra* (quatro cada), das quais 60% são espécies pioneiras. Apenas *L. variabilis*, com 97 indivíduos com caules múltiplos, representa 30,22% do total de indivíduos da espécie.

As espécies que apresentaram os maiores Valores de Cobertura (VC) foram *Tibouchina pulchra*, *Leandra variabilis*, *Miconia cinnamomifolia* e *Piptocarpha macropoda*, responsáveis por 55,69% do VC, sendo que apenas *T. pulchra* apresentou 25,27% e *L. variabilis* 13,57% do VC total (Tabela 2; Figura 6). Na Tabela 4, apresentamos os parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na área de estudo.

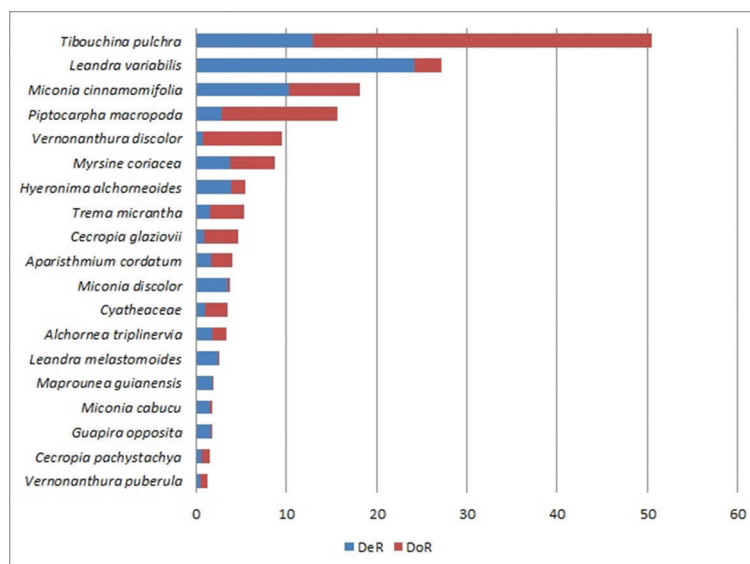


Figura 6. Densidade e dominância relativas das espécies com os maiores Valores de Cobertura da área estudada, EEJI, Miracatu-SP. Valores expressos em porcentagem (%).

Figure 6. Density and dominance relative of the species with the highest Coverage Values of the studied area, EEJI, Miracatu-SP. Values expressed as percentage (%).

Tabela 4. Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na área de estudo no interior da Estação Ecológica Juréia-Itatins, Miracatu, São Paulo. DeA – Densidade Absoluta (ind./ha); DeR – Densidade Relativa (%); DoA – Dominância Absoluta (m²/ha); DoR – Dominância Relativa (%); VC – Valor de Cobertura (DeR + DoR) – %.

Table 4. Phytosociological parameters of the species sampled in the study area inside the Juréia-Itatins Ecological Station, Miracatu, São Paulo. DeA – Absolute Density (ind./ha); DeR – Relative Density (%); DoA – Absolute Dominance (m²/ha); DoR – Relative Dominance (%); Value of coverage (DeR + DoR) – %.

Espécie	NI	DeA	DeR	DoA	DoR	VC
<i>Tibouchina pulchra</i>	170	1360	12,82	10,04	37,72	50,54
<i>Leandra variabilis</i>	321	2568	24,21	0,78	2,94	27,14
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	136	1088	10,26	2,09	7,83	18,09
<i>Piptocarpha macropoda</i>	37	296	2,79	3,42	12,83	15,62
<i>Vernonanthura discolor</i>	10	80	0,75	2,33	8,76	9,51
<i>Myrsine coriacea</i>	50	400	3,77	1,31	4,93	8,70
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	51	408	3,85	0,40	1,51	5,35
<i>Trema micrantha</i>	20	160	1,51	1,01	3,79	5,30
<i>Cecropia glaziovii</i>	11	88	0,83	1,00	3,77	4,60
<i>Miconia discolor</i>	45	360	3,39	0,09	0,33	3,73
<i>Aparisthium cordatum</i>	22	176	1,66	0,62	2,34	4,00
<i>Alchornea triplinervia</i>	24	192	1,81	0,40	1,49	3,30
Cyatheaceae	13	104	0,98	0,67	2,50	3,48
<i>Leandra melastomoides</i>	31	248	2,34	0,03	0,12	2,46
<i>Maprounea guianensis</i>	24	192	1,81	0,03	0,12	1,93
<i>Miconia cabucu</i>	19	152	1,43	0,08	0,31	1,74
<i>Guapira opposita</i>	21	168	1,58	0,02	0,06	1,64
<i>Cecropia pachystachya</i>	8	64	0,60	0,24	0,89	1,50
<i>Vernonanthura puberula</i>	6	48	0,45	0,21	0,79	1,24
<i>Mollinedia schottiana</i>	11	88	0,83	0,01	0,03	0,86
<i>Urera nitida</i>	12	96	0,9	0,04	0,15	1,06
<i>Rudgea recurva</i>	13	104	0,98	0,01	0,05	1,03
<i>Eugenia prasina</i>	12	96	0,90	0,00	0,02	0,92
<i>Senna multijuga</i>	3	24	0,23	0,26	0,96	1,19
<i>Solanum swartzianum</i>	8	64	0,60	0,05	0,19	0,79
<i>Guapira nitida</i>	14	112	1,06	0,01	0,03	1,09
<i>Posoqueria latifolia</i>	9	72	0,68	0,01	0,04	0,72
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	7	56	0,53	0,04	0,15	0,68
<i>Cupania oblongifolia</i>	7	56	0,53	0,01	0,03	0,56
<i>Ossaea sanguinea</i>	11	88	0,83	0,00	0,01	0,84
<i>Heisteria silvianii</i>	5	40	0,38	0,02	0,06	0,44
<i>Miconia latecrenata</i>	9	72	0,68	0,02	0,07	0,75
<i>Solanum cernuum</i>	7	56	0,53	0,03	0,10	0,63

continua
to be continued

continuação – Tabela 4
 continuation – Table 4

Espécie	NI	DeA	DeR	DoA	DoR	VC
<i>Cecropia</i> sp.	4	32	0,30	0,03	0,13	0,43
<i>Solanum stipulatum</i>	5	40	0,38	0,00	0,01	0,39
<i>Myrsine</i> sp.	3	24	0,23	0,04	0,15	0,37
<i>Psychotria nemorosa</i>	4	32	0,30	0,00	0,01	0,31
<i>Critoniopsis quinqueflora</i>	1	8	0,08	0,24	0,92	0,99
<i>Coffea</i> sp.1*	3	24	0,23	0,01	0,03	0,26
<i>Ossaea amygdaloides</i>	3	24	0,23	0,00	0,00	0,23
<i>Leandra</i> sp.1	7	56	0,53	0,00	0,01	0,54
<i>Nectandra oppositifolia</i>	6	48	0,45	0,02	0,09	0,54
<i>Styrax acuminatus</i>	1	8	0,08	0,20	0,73	0,81
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>	1	8	0,08	0,18	0,68	0,75
<i>Meliosma sellowii</i>	5	40	0,38	0,00	0,01	0,39
<i>Sloanea hirsuta</i>	5	40	0,38	0,00	0,01	0,39
<i>Myrcia spectabilis</i>	4	32	0,30	0,01	0,03	0,33
<i>Casearia gossypiosperma</i>	4	32	0,30	0,00	0,02	0,32
<i>Eugenia</i> sp.2	3	24	0,23	0,01	0,02	0,25
<i>Sloanea guianensis</i>	3	24	0,23	0,00	0,01	0,24
<i>Chrysophyllum flexuosum</i>	3	24	0,23	0,00	0,01	0,23
<i>Dioclea</i> sp.	3	24	0,23	0,00	0,00	0,23
<i>Eugenia excelsa</i>	3	24	0,23	0,00	0,00	0,23
Indeterminada 2	1	8	0,08	0,13	0,48	0,56
<i>Vantanea compacta</i>	2	16	0,15	0,01	0,04	0,19
<i>Annona dolabripetala</i>	2	16	0,15	0,00	0,02	0,17
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	2	16	0,15	0,00	0,01	0,16
<i>Aegiphila integrifolia</i>	2	16	0,15	0,00	0,01	0,16
<i>Marlierea racemosa</i>	2	16	0,15	0,00	0,00	0,15
<i>Calyptanthus grandifolia</i>	2	16	0,15	0,00	0,00	0,15
Indeterminada 3	1	8	0,08	0,09	0,34	0,41
<i>Guapira hirsuta</i>	4	32	0,30	0,00	0,01	0,32
<i>Myrsine umbellata</i>	1	8	0,08	0,06	0,22	0,29
<i>Ficus gomelleira</i>	1	8	0,08	0,04	0,15	0,23
Melastomataceae 14	1	8	0,08	0,05	0,18	0,25
Indeterminada 4	1	8	0,08	0,03	0,10	0,18
Indeterminada 5	1	8	0,08	0,03	0,10	0,17
<i>Piper caldense</i>	2	16	0,15	0,00	0,01	0,16
<i>Solanum argenteum</i>	2	16	0,15	0,00	0,01	0,16
<i>Strychnos trinervis</i>	2	16	0,15	0,00	0,00	0,15
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	1	8	0,08	0,02	0,07	0,14

continua
to be continued

continuação – Tabela 4
 continuation – Table 4

Espécie	NI	DeA	DeR	DoA	DoR	VC
<i>Rhamnus sphaerosperma</i>	1	8	0,08	0,01	0,05	0,13
Indeterminada 11	1	8	0,08	0,01	0,05	0,12
Melastomataceae 9	1	8	0,08	0,01	0,04	0,12
Melastomataceae 4	1	8	0,08	0,01	0,03	0,10
<i>Austroeupatorium inulaefolium</i>	1	8	0,08	0,01	0,02	0,10
Indeterminada 1	1	8	0,08	0,01	0,02	0,10
<i>Eugenia</i> sp.1	1	8	0,08	0,01	0,02	0,10
<i>Symplocos falcata</i>	1	8	0,08	0,01	0,02	0,10
<i>Maytenus</i> sp.	1	8	0,08	0,00	0,02	0,09
<i>Virola bicuhyba</i>	1	8	0,08	0,00	0,01	0,09
<i>Myrcia splendens</i>	1	8	0,08	0,00	0,01	0,09
<i>Siparuna guianensis</i>	1	8	0,08	0,00	0,01	0,09
<i>Myrcia tijucensis</i>	1	8	0,08	0,00	0,01	0,08
<i>Machaerium cantarellianum</i>	1	8	0,08	0,00	0,01	0,08
<i>Guarea macrophylla</i>	1	8	0,08	0,00	0,01	0,08
<i>Endlicheria paniculata</i>	1	8	0,08	0,00	0,01	0,08
<i>Leandra</i> sp.2	1	8	0,08	0,00	0,01	0,08
<i>Dahlstedtia pinnata</i>	1	8	0,08	0,00	0,01	0,08
<i>Vernonia</i> sp.	1	8	0,08	0,00	0,01	0,08
Melastomataceae 1	1	8	0,08	0,00	0,01	0,08
Indeterminada 17	1	8	0,08	0,00	0,01	0,08
<i>Annona</i> sp.1	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Indeterminada 6	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Myrciaria</i> sp.1	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Eugenia cerasiflora</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Melastomataceae 8	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Machaerium brasiliense</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Piper aduncum</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Posoqueria acutifolia</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Melastomataceae 5	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Ormosia arborea</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Indeterminada 12	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Urticaceae 1	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Eugenia macahensis</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Melastomataceae 2	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Melastomataceae 11	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Melastomataceae 10	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08

continua
to be continued

continuação – Tabela 4

continuation – Table 4

Espécie	NI	DeA	DeR	DoA	DoR	VC
<i>Myrcogenia campestris</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Indeterminada 16	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Bignoniaceae 1	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Acalypha diversifolia</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Pouteria beaurepairei</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Cinnamodendron dinisii</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Indeterminada 8	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Sorocea hilarii</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Garcinia gardneriana</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Melastomataceae 7	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Machaerium oblongifolium</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Cariniana estrellensis</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Melastomataceae 13	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Copaifera trapezifolia</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Psychotria carthagenensis</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Miconia</i> sp.2	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Miconia pusilliflora</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Miconia cubatanensis</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Eugenia stigmatosa</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Citrus</i> sp.*	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Indeterminada 7	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Psychotria</i> sp.	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Xylopia langsdorfiana</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Pera glabrata</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Indeterminada 9	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Dalbergia frutescens</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Fabaceae 1	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Melastomataceae 3	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Indeterminada 10	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Rudgea jasminoides</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Melastomataceae 12	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Huberia</i> aff. <i>nettoana</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Indeterminada 14	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Heteropterys aenea</i>	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Cheiloclinium</i> sp.	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
<i>Ocotea</i> sp.	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Indeterminada 15	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08

continua
to be continued

continuação – Tabela 4
continuation – Table 4

Espécie	NI	DeA	DeR	DoA	DoR	VC
Indeterminada 13	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Rubiaceae sp.1	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Myrtaceae 1	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08
Melastomataceae 6	1	8	0,08	0,00	0,00	0,08

*Espécie exótica.

*Exotic species.

As espécies *L. variabilis*, *T. pulchra*, *M. cinnamomifolia*, *Hyeronima alchorneoides*, *Myrsine coriacea*, *M. discolor* e *P. macropoda* foram as mais representativas em termos de DeA e DeR, conforme consta na Tabela 2 e Figura 6.

T. pulchra foi a mais representativa com 10,04 m²/ha de DoA e 37,72% de DoR, seguido por *P. macropoda*, *Vernonanthura discolor*, *M. cinnamomifolia* e *L. variabilis* (Tabela 2; Figura 6).

No período de realização do monitoramento não foi verificada qualquer perturbação externa que tenha interferido na regeneração natural que estava em curso na área de estudo.

Nos 1.250 m² estudados, subdivididos em cinco parcelas de 10 x 25 m, foram encontradas 14 bananeiras (*Musa* sp.); desta maneira, levando em consideração que cada parcela de 250 m², no espaçamento 2 x 2 m, comportaria o plantio de 62 pés de banana, onde cada planta ocuparia 4 m², verificamos que a erradicação das bananeiras variou de 91,93% a 100% (Tabela 5).

Tabela 5. Indivíduos levantados por parcela e percentual de erradicação de bananeiras na área de estudo.

Table 5. Individuals surveyed per plot and percentage of banana eradication in the study area.

Parcelas	Nº total indiv.	Nº bananeiras	% erradicação
1D	271	5	91,93%
2D	348	0	100,00%
1C	323	2	96,77%
3C	266	3	95,16%
4C	236	4	93,54%

4 DISCUSSÃO

Entre os 57 indivíduos mortos identificados, mais de 85% são das espécies pioneiras *Trema micrantha*, *Leandra variabilis*, *Cecropia* sp., *Tibouchina pulchra* e *Myrsine* sp., que são espécies de crescimento rápido, ciclo de vida curto, que não toleram a sombra e produzem sementes pequenas, dispersas pela fauna (aves e morcegos) e pelo vento (Budowski, 1965).

No presente estudo, após oito anos de regeneração, foram registradas 149 espécies arbustivo-arbóreas ≥ 1 m de altura, em uma área

amostral total de 1.250 m². Torezan (1995) em Iporanga, Vale do Ribeira, SP, registrou a ocorrência de 185 morfoespécies, das quais 134 foram identificadas em nível específico, sendo 42 espécies na área de cinco anos e 57 espécies na de 15 anos. Já Oliveira (2002), estudando florestas secundárias originadas de plantios de subsistência na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, superior a 2 m e DAP superior a 2,5 cm, registrou a ocorrência de 236 espécies, sendo 26 espécies na floresta de cinco anos e 70 espécies na de 10 anos, em áreas de 2.600 m².

A diferença em relação a essas áreas se deve à distinção das características do entorno, ao histórico de uso e ao manejo que cada uma das áreas sofreu, pois a prática da agricultura de corte e queima pelas comunidades tradicionais utiliza o fogo recorrente como técnica de limpeza para erradicar plantas rasteiras e arbustivas das áreas de roça, transformando o material lenhoso em carvão, que serve para corrigir a acidez característica dos solos das florestas tropicais (Adams, 2000; Steiner et al., 2010).

No local do presente estudo houve o corte das plantas do sub-bosque, a queima, a implantação do bananal, a supressão da vegetação nativa de porte arbóreo, e, depois, a manutenção dos tratos culturais de capina, desbaste, colheita etc. Posteriormente, os tratos culturais foram interrompidos e não ocorreu nenhuma perturbação externa que pudesse interferir com o processo de regeneração natural. E como esta área é vizinha a remanescentes florestais bem estruturados, como os da Juréia, eles contribuíram para o fornecimento de sementes, conforme observado por Pivello et al. (2006) e Ferretti (2002).

No caso da Ilha Grande, essa diferença entre as florestas secundárias comparadas se deve também ao isolamento da área por sua condição de ilha, que impõe limitações maiores à colonização por espécies de plantas do que o continente, mostrando ser relevante para a interpretação da sucessão conhecer o histórico de uso dos locais, conforme afirmou Insernhagen et al. (2010b), e que as ações antrópicas são fatores importantes na sucessão.

Neste estudo, encontramos um pequeno conjunto de espécies pioneiras dominando o componente arbóreo-arbustivo, assim como Siminski et al. (2011) em estudo da sucessão secundária desenvolvido na floresta atlântica no estado de Santa Catarina, até cerca de 15 anos de sucessão, e Oliveira (2002), em uma área de cinco anos de regeneração na Ilha Grande, RJ.

O predomínio de espécies secundárias entre os grupos sucessionais mostra que o abandono dos bananais favorece o processo de regeneração natural, pois o sombreamento causado pelas folhas das bananeiras pode contribuir na seleção de espécies adaptadas à condição de pouca luminosidade (Solórzano et al., 2012), característica das espécies secundárias tardias e de sub-bosque (Budowski, 1965; Tabarelli et al., 1993).

Em uma paisagem florestal, como é o caso da área estudada na região da Juréia, onde existe elevada resiliência, ou seja, há capacidade de esse ambiente recuperar suas características anteriores após sofrer alguma perturbação, a interrupção de tratos culturais associada ao isolamento e abandono dos bananais foi suficiente para criar as condições que favoreceram a regeneração natural da vegetação nativa, conforme observado por Insernhagen et al. (2010a) e Jesus e Rolim (2005).

Essa capacidade de recuperação foi também confirmada por Torezan (1995), pelo relato de agricultores da região e observações de campo realizadas ao longo dos últimos 10 anos, em que foi apurado que no período de seis meses a um ano, aproximadamente, a vegetação regenerante consegue ultrapassar as bananeiras em altura e provoca um sombreamento que interfere drasticamente no desenvolvimento da cultura exótica, que vai sendo eliminada naturalmente ao longo do tempo, dando lugar a uma formação florestal secundária (Moura, 2016).

Neste estudo, encontramos 771 indivíduos e 29 espécies da família Melastomataceae, que foi responsável por 58,14% da DeR e 49,62% da DoR constituindo, assim, a família de maior relevância na área de estudo.

Tabarelli e Mantovani (1999) observaram a tendência da predominância de arbustos e pequenas árvores de espécies pioneiras de Melastomataceae dos gêneros *Miconia* e *Leandra* em florestas em processo inicial de regeneração.

Estudando a sucessão florestal no Vale do Ribeira, Torezan (1995) considerou Melastomataceae como a família mais importante floristicamente, com maior riqueza específica, com 20 espécies, que se distribuem em toda cronossequência estudada, sendo quatro espécies na área de 5 anos, três na de 15 anos e 15 na de 50 anos, porém apenas *Miconia cinnamomifolia* e *Tibouchina pulchra* ocorreram em todas as áreas, e *Leandra variabilis* foi registrada somente nas áreas de 15 e 50 anos; e Siminski et al. (2011), em estudo de sucessão de florestas secundárias de Floresta Ombrófila Densa no estado de Santa Catarina, registraram *M. cinnamomifolia* e *T. pulchra* no estágio das arvoretas (de 8 a 15 anos).

Dessa maneira, os dados obtidos no presente estudo corroboram com os de Torezan (1995) e Siminski et al. (2011).

Melastomataceae possui distribuição predominantemente pantropical, incluindo cerca de 5.000 espécies das quais 1.000 ocorrem no Brasil, tornando-a uma das principais famílias da flora brasileira (Souza e Lorenzi, 2008). As características ecológicas de Melastomataceae, que possui grande número de espécies de início de sucessão florestal, faz com que ela seja importante no processo de sucessão ecológica de espécies florestais e abundantes em florestas degradadas ou em recuperação. Os gêneros *Miconia* e *Leandra* possuem diversas espécies pioneiras e secundárias iniciais que são espécies intolerantes ao sombreamento (Budowski, 1965), por este motivo esses grupos sucessionais predominam no local estudado com 36,91% das espécies levantadas.

A importância de Melastomataceae na composição da riqueza de espécies tem sido relatada em diversos levantamentos realizados na Serra do Mar (Mantovani et. al., 1990), na Serra da Cantareira (Arzolla et al., 2010), na Serra da Juréia (Mamede et al., 2001), na Serra de Paranapiacaba (Torezan, 1995; Aguiar, 2003); na Ilha do Cardoso (Barros et al., 1991), na Baixada Litorânea de Pariqueira-Açú (Ivanauskas, 1997), na região do Vale do Ribeira

(Cofani-Nunes e Weissenberg, 2010) e no estado de São Paulo (Wanderley et al., 2011). Além de ter sido citada também nos estados do Rio de Janeiro (Lima e Guedes-Bruni, 1997), Paraná (Blum, 2006), Santa Catarina (Siminski et al., 2011), assim como para a Floresta Ombrófila Densa Atlântica como um todo (Stehmann et al., 2009), e está associada ao grande número de espécies de início de sucessão florestal mostrando sua importância no processo sucessional de florestas degradadas ou em recuperação.

Os gêneros *Miconia*, *Cecropia* e *Myrsine* estão entre os que apresentaram as maiores riquezas de espécies deste estudo, foram citados por Siminski et al. (2011) como bastante frequentes nas florestas secundárias da Mata Atlântica no Sul e Sudeste do Brasil.

Estudando a chuva de sementes entre remanescentes florestais em uma paisagem fragmentada, Pivello et al. (2006) verificaram que 80,7% das sementes eram de espécies arbóreas e 73,7% eram zoocóricas, com predomínio das espécies iniciais de sucessão e que a estrutura da vegetação é importante na determinação de padrões de hábito, tipo funcional e síndrome de dispersão das espécies contidas em chuvas de sementes.

Na área estudada, a zoocoria foi a síndrome de dispersão predominante para 54,36% das espécies, que, segundo Mantovani (1990), é uma característica das famílias de angiospermas comuns da Floresta Ombrófila Densa Atlântica. O predomínio da zoocoria como síndrome de dispersão é característica das espécies pioneiras e secundárias (Budowski, 1965), que são abundantes na amostra e favorecidas pela cobertura florestal da Estação Ecológica Juréia-Itatins, da Estação Ecológica Juréia-Itatins, assim como pela sua alta diversidade de aves e morcegos (Develey, 2004; Gimenez e Ferrarezzi, 2004), que são os principais dispersores destes grupos de espécies (Budowski, 1965).

As características estruturais da área estudada estão relacionadas ao tempo de regeneração natural a que foram submetidas,

isto influenciou os valores de densidade absoluta, número de indivíduos amostrados, número de indivíduos mortos e número de indivíduos com caules múltiplos.

Como no local a regeneração é recente, predominaram as espécies pioneiras *Tibouchina pulchra* e *Leandra variabilis*, além da espécie secundária inicial *Miconia cinnamomifolia*, que apresentaram os maiores valores de dominância, densidade e VC evidenciando suas importâncias na sucessão florestal. Resultado semelhante foi obtido por Torezan (1995) em relação à densidade e dominância e VC de *T. pulchra* nas áreas de 5 e 15 anos de regeneração, além de ter registrado a ocorrência de *M. cinnamomifolia* ao longo de toda a cronossequência estudada (5, 15 e 50 anos de regeneração). *M. cinnamomifolia* foi indicada como uma das espécies mais importantes de uma floresta secundária de 50 anos, originária de um bananal abandonado no Maciço da Pedra Branca, RJ (Solórzano et al., 2012) e uma das cinco espécies que ocorrem em todas as áreas estudadas com 5, 25, 50 anos de regeneração e floresta madura na Ilha Grande, RJ, onde apresentou os maiores valores de densidade e dominância relativas nas áreas de 25 e 50 anos de regeneração (Oliveira, 2002).

As espécies pioneiras *Piptocarpha macropoda* e *Vernonanthura discolor* (Asteraceae) também estão entre as que apresentaram os maiores valores de VC, porém somente alcançaram esta posição em função do grande porte dos indivíduos desta família na área estudada.

P. macropoda foi uma das espécies mais representativas em densidade, dominância e VC em áreas de clareira de origem antrópica na Serra da Cantareira (Arzolla, 2011), que relatou a ocorrência de outras três espécies do gênero *Piptocarpha* (*P. pyrifolia*, *P. quadrangularis* e *P. sellowii*), excetuando-se o trabalho deste autor, esta espécie não tem sido relatada na maioria dos estudos realizados. Siminski et al. (2011) relatam a ocorrência de *Piptocarpha angustifolia* no estágio arbustivo e arbóreo de sucessão em florestas com idades

entre 8-30 anos da Floresta Ombrófila Densa das regiões Sul e Sudeste do Brasil.

L. variabilis é uma espécie pioneira arbustiva que apresentou baixa dominância e por outro lado mostrou os maiores valores de densidade absoluta e relativa, mostrando ser uma espécie muito importante na sucessão florestal dominando o sub-bosque da floresta regenerante. Essa espécie apresentou o maior número de caules múltiplos do levantamento, provavelmente foi favorecida pela capina e roçada efetuadas no período em que o bananal ainda estava sendo manejado.

Torezan (1995) registrou *Leandra variabilis* nas áreas de 15 e 50 anos de regeneração entre as plantas de 0,1 a 2 metros de altura. Apesar de *L. variabilis* ser uma espécie restrita à Mata Atlântica, que ocorre da Bahia ao Rio Grande do Sul (Reginato e Goldenberg, 2012; Baumgratz e Souza, 2015), de maneira geral não tem sido registrada em estudos fitossociológicos, em função de seu porte ser arbustivo e de pequeno diâmetro, sendo mais comum seu registro em estudos florísticos e de regeneração natural tal como no presente trabalho e no realizado por Arzolla et al. (2010) na Serra da Cantareira.

Alguns estudos atribuem os caules múltiplos à rebrota de indivíduos que foram cortados no passado (Assumpção e Nascimento, 2000; Sá, 2002; Carvalho et al., 2007) e isto foi o que provavelmente aconteceu na área estudada, pois na formação do bananal não houve mecanização, o que causaria a destruição dos sistemas radiculares, impedindo a possibilidade de rebrota de caules.

Essa multiplicidade de caules de *Leandra variabilis*, associada à sua alta densidade, provavelmente influenciou o padrão de distribuição espacial agregado das espécies da área estudada, conforme Matteucci e Colma (1982). Uma das características relevantes à colonização pelas espécies pioneiras é o seu ciclo de vida curto (Budowski, 1965), cumprindo o papel de facilitadora, desaparecendo da área em alguns anos,

criando as condições adequadas de luminosidade para que a sucessão florestal ocorra, com a substituição de espécies, segundo o modelo proposto por Connell e Slatyer (1977).

Em relação ao índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equabilidade (J'), os valores obtidos neste estudo estão próximos aos relatados para outras áreas de Floresta Ombrófila Densa com o mesmo tempo de regeneração, onde para florestas secundárias Floresta Ombrófila Densa Atlântica do Sul e Sudeste do Brasil, Siminski et al. (2011) obtiveram $H' = 3,030$ nat. ind⁻¹ e $J' = 0,701$ para uma área com oito anos de regeneração, Oliveira (2002), na Ilha Grande, RJ, obteve $H' = 2,510$ nat. ind⁻¹ e $J' = 0,770$ para uma área com cinco anos e Torezan (1995), em Iporanga, SP, obteve diversidade que variou de $H' = 2,000$ a $2,500$ nat. ind⁻¹ para áreas de cinco e 15 anos de regeneração, respectivamente.

Considerando que a forma comum de erradicação das bananeiras utilizada pelos agricultores da região do Vale do Ribeira para renovação dos banais é o corte manual das plantas (Arruda et al., 1993), e que este método também passou a ser utilizado para recuperação de áreas degradadas por força da legislação ambiental a um custo financeiro muito alto, os resultados obtidos mostram que nas condições estudadas a regeneração natural é uma técnica viável e de baixo custo, pois auxilia o processo de sucessão florestal favorecendo a formação de uma floresta secundária com elevada riqueza de espécies (147 espécies nativas) e alta densidade de indivíduos (10.608 ind./ha), que possibilitou erradicar de 91,93% a 100% das bananeiras anteriormente introduzidas no local estudado.

Solórzano et al. (2012) registraram no Parque Estadual da Pedra Branca, RJ, em 2.500 m² de uma floresta com 50 anos de regeneração, dois indivíduos de bananeira (*Musa* sp.), espécie exótica introduzida na área por agricultores da região, mostrando a capacidade de bananeiras (*Musa* sp.) resistirem e permanecerem no ambiente por tanto tempo, inclusive pelo fato de se estabelecerem por brotação do rizoma das plantas. No entanto, na região de estudo, em levantamento para avaliar a contaminação da praga agrícola denominada

broca-do-rizoma das bananeiras, efetuado no ano de 2014 em área com as mesmas condições e vizinha da área estudada, foi verificado que 90% dos indivíduos estavam infestados com a broca interferindo no desenvolvimento das plantas (Moura, 2016). A broca-do-rizoma é uma das pragas mais sérias e comuns da bananicultura, em que as larvas de besouros da espécie *Cosmopolites sordidus* se alimentam do rizoma, construindo galerias em toda sua extensão, enfraquecendo o desenvolvimento e provocando a morte das plantas (EMBRAPA, 2009).

5 CONCLUSÕES

A interrupção dos tratos culturais e o abandono da área degradada para implantação da bananicultura mostraram-se capazes de desencadear os processos de regeneração natural que permitiram a regeneração da vegetação nativa típica de Floresta Ombrófila Densa Submontana, com elevada riqueza de espécies e densidade de indivíduos, além de reduzir significativamente a população da espécie introduzida (*Musa* sp.) nas condições estudadas, de proximidade a remanescentes florestais bem conservados e isolamento de perturbações externas como gado, roçadas, fogo e outros distúrbios, podendo, assim, ser recomendada como uma forma promissora de recuperação ambiental em condições semelhantes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, C. As roças e o manejo da Mata Atlântica pelos caiçaras: uma revisão. **Interciencia**, v. 25, n. 3, p. 143-150, 2000.
- AGUIAR O.T. **Comparação entre os métodos de quadrantes e parcelas na caracterização da composição florística e fitossociológica de um trecho de Floresta Ombrófila Densa no Parque Estadual “Carlos Botelho” – São Miguel Arcanjo, São Paulo**. 2003. 119 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP – 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, p. 1-20, 2016.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P.H.S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Sér. Reg.**, n. 44, p. 1-38, 2011.

ARRUDA, S.T.; PEREZ, L.H.; BESSA JUNIOR, A.A. A Bananicultura no Vale do Ribeira – caracterização dos sistemas de produção. **Agricultura em São Paulo**, v. 40, n. 1, p. 1-17, 1993.

ARZOLLA, F.A.R.D.P. **Florística e fitossociologia de trecho da Serra da Cantareira, Núcleo Águas Claras, Parque Estadual da Cantareira, Mairiporã – SP**. 2002. 184 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

_____. **Florestas secundárias e a regeneração natural de clareiras antrópicas na Serra da Cantareira, SP**. 2011. 141 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

_____. et al. Regeneração natural em clareiras de origem antrópica na Serra da Cantareira, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 22, n. 1, p. 155-169, 2010.

_____. et al. Composição florística e a conservação de florestas secundárias na Serra da Cantareira, São Paulo, Brasil. **Revista Instituto Florestal**, v. 23, n. 1, p. 149-171, 2011.

ASSUMPÇÃO, J.; NASCIMENTO, M.T. Estrutura e composição florística de quatro formações vegetais de restinga no complexo lagunar Grussaí/Iquipari, São João da Barra, RJ, Brasil. **Acta bot. bras.**, v. 14, n. 3, p. 301-315, 2000.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 1, p. 35-44, 2001.

BARROS, F. et al. Caracterização geral da vegetação e listagem das espécies ocorrentes. In: MELO, M.M.R.F. et al. (Ed.). **Flora fanerogâmica da Ilha do Cardoso**. São Paulo: Hucitec, 1991. v. 1, p. 61-181.

BAUMGRATZ, J.F.A.; SOUZA, M.L.D.R. *Leandra*. In: LISTA de espécies da flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB9638>>. Acesso em: 11 mar. 2015.

BLUM, C.T. **A Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Parque Nacional Saint Hilaire/Lange, PR** – caracterização florística, fitossociológica e ambiental de um gradiente altitudinal. 2006. 195 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília, DF: MMA/SBF, 2000. 40 p.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-2, 1965.

CADENASSO, M.L.; MEINERS, S.J.; PICKETT, S.T.A. The success of succession: a symposium commemorating the 50th anniversary of the Buell-Small Succession Study. **Applied Vegetation Science**, v. 12, p. 3-8, 2008.

CARPANEZZI, A.A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, P.M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Ed.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 27-45.

CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T.; BRAGA, J.M.A. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica Submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). **Revista Árvore**, v. 31, n. 4. p. 717-730, 2007.

CATHARINO, E.L.M. **As florestas montanas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (São Paulo, Brasil)**. 2006. 246 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CHAZDON, R.L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

COFANI-NUNES, J.V.; WEISSENBERG, E.W. Flora do Vale do Ribeira: listagem das angiospermas. In: SILVA, R.B.; MING, L.C. (Ed.). **Polo de biotecnologia da Mata Atlântica: relatos de pesquisas e outras experiências vividas no Vale do Ribeira**. Jaboticabal: Multipress, 2010. p. 61-94.

CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução CONAMA nº 10 de 01 de outubro de 1993. Estabelece os parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão de Mata Atlântica. **Diário Oficial da União**, n. 209, 3 nov. 1993. Seção 1, p. 16497-16498. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=135>>. Acesso em: 20 dez. 2016.

DEVELEY, P.F. As aves da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Ed.). **Estação Ecológica de Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Holos, 2004. p. 278-295.

DURIGAN, G. Estrutura e diversidade de comunidades florestais. In: MARTINS, S.V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa-MG: UFV, 2009. p. 185-215.

_____. et al. Regeneração natural da vegetação de cerrado sob florestas plantadas com espécies nativas e exóticas. In: VILAS BÔAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista**. São Paulo: Páginas & Letras, 2004. p. 349-362.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Recuperação de áreas degradadas. In: WADT, P.G.S. (Ed.). **Práticas de conservação do solo e recuperação de áreas degradadas**. Rio Branco: EMBRAPA Acre, 2003. p. 20-27.

_____. Sistema de produção da bananeira irrigada. Embrapa Semiárido. **Sistemas de Produção**, 4, jul./2009. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Banana/BananeiraIrrigada/pragas.htm>>. Acesso em: 14 mar. 2014.

FERRETTI, A.R. Modelos de plantio para a restauração. In: GALVÃO, A.P.M.; MEDEIROS, A.C.S. (Ed.). **A restauração da Mata Atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural**. Colombo: Embrapa Florestas, 2002. p. 35-43.

FIDALGO, O.; BONONI, V.L.R. (Coord.). **Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico**. São Paulo: Instituto de Botânica, 1984. 62 p. (Manual n. 4).

FORZZA, R.C. (Coord.). Angiospermas. In: FLORA do Brasil 2020 em construção. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB128482>>. Acesso em: 22 jun. 2016.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L. Levantamento florístico e caráter sucessionais das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no Município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, p. 753-767, 1995.

GIMENEZ, E.A.; FERRAREZZI, H. Diversidade de morcegos no Sudeste da Mata Atlântica. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Ed.). **Estação Ecológica de Juréia-Itatins**: ambiente físico, flora e fauna. Ribeirão Preto: Holos, 2004. p. 314-330.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1, p. 185-206, 2001.

INSERNHAGEN, I. et al. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; INSERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 3. ed. São Paulo: LERF, 2010a. p. 91-130.

_____. et al. Principais iniciativas de restauração florestal na Mata Atlântica, apresentadas sob a ótica da evolução dos conceitos e dos métodos aplicativos: Fase 4. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; INSERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 3. ed. São Paulo: LERF, 2010b. p. 35-41.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2012. 271 p. (Manuais Técnicos em Geociências, n. 1).

IVANAUSKAS, N.M. **Caracterização florística e fisionômica da Floresta Atlântica sobre a Formação Pariquera-Açu, na Zona de Morraria Costeira do Estado de São Paulo**. 1997. 216 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

JESUS, R.M.; ROLIM, S.G. Experiências relevantes na restauração da Mata Atlântica. In: GALVÃO, P.M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Ed.). **Restauração florestal**: fundamentos e estudos de caso. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 59-86.

KRONKA, F.J.N. et al. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo** – regiões administrativas de São José dos Campos (Litoral), Baixada Santista e Registro. São Paulo: Imprensa Oficial, 2007. 140 p.

LEWINSOHN, T.M.; PRADO, P.I. **Biodiversidade brasileira**: síntese atual do conhecimento. São Paulo: Contexto, 2002. 176 p.

LIMA, H.C.; GUEDES-BRUNI, R.R. Diversidade de plantas vasculares na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. In: LIMA, H.C.; GUEDES-BRUNI, R.R. (Ed.). **Serra de Macaé de Cima**: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 1997. p. 29-39.

MAMEDE, M.C.H.; CORDEIRO, I.; ROSSI, L. Flora vascular da Serra da Juréia – Iguape, SP. **Boletim do Instituto de Botânica**, n. 15, p. 63-124, 2001.

MANTOVANI, W. A dinâmica da floresta na encosta atlântica. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA: ESTRUTURA, FUNÇÃO E MANEJO, 2., 1990, Águas de Lindóia. **Anais... Águas de Lindóia**: ACIESP, 1990. v. 1, p. 304-313.

_____. et al. A vegetação na Serra do Mar em Salesópolis, SP. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA: ESTRUTURA, FUNÇÃO E MANEJO, 2., 1990, Águas de Lindóia. **Anais... Águas de Lindóia**: ACIESP, 1990. v. 1, p. 348-384.

MARTINS, F.R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: UNICAMP, 1991. 246 p. (Série Teses).

MATTEUCCI, S.D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetación**. Washington, D.C.: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, 1982. 86 p. (Serie de Biología, Monografía, n. 22).

MORISITA, M. Id-index, a measure of dispersion of individuals. **Researches on Population Ecology**, v. 4, p. 1-7, 1962.

MORRONE, J.J. **Biogeografía de América Latina y el Caribe**. Zaragoza: Gorfi, 2001. 148 p. (M&T-Manuales & Tesis SEA, v. 3).

MOURA, C. **Caracterização da dinâmica da regeneração natural de duas fisionomias de Floresta Ombrófila Densa degradadas na região da Juréia, Litoral Sul/Vale do Ribeira, SP**. 2016. 110 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley, 1974. 574 p.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000. Disponível em: <<http://www.nature.com/nature/journal/v403/n6772/pdf/403853a0.pdf>>. Acesso em: 27 nov. 2009.

NALON, M.A.; MATTOS, I.F.A.; FRANCO, G.A.D.C. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. In: RODRIGUES, R.R.; BONONI, V.L.R. (Org.). **Diretrizes para a restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica: Imprensa Oficial, 2008. p. 14-21.

OLIVEIRA, R.R. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. **Rodriguésia**, v. 53, n. 82, p. 33-58, 2002.

PIELOU, E.C. **Ecological diversity**. New York: John Wiley. 1975. 165 p.

PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin: Springer-Verlag, 1969. 153 p.

PIVELLO, V.R. et al. Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta bot. bras.**, v. 20, n. 4, p. 845-859, 2006.

PRADO, J.; SYLVESTRE, L.S. As samambaias e licófitas do Brasil. In: FORZZA, R.C. et al. (Org.). **Catálogo de plantas e fungos do Brasil**. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2010. v. 1, p. 70-75.

_____. Samambaias e licófitas. In: FLORA do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB128483>>. Acesso em: 22 jun. 2016.

REGINATO, M.; GOLDENBERG, R. Taxonomic notes on *Leandra* (Melastomataceae, Miconieae). **Hoehnea**, v. 39, n. 2, p. 201-206, 2012.

SÁ, C.F.C. Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema, Estado do Rio de Janeiro: II - Estrato arbustivo. **Rodriguésia**, v. 53, n. 82, p. 5-23, 2002.

SÃO PAULO (Estado). **Levantamento censitário de unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo – LUPA 2007/2008**. São Paulo: SAA/CATI/IEA, 2008. Disponível em: <<http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa>>. Acesso em: 29 jan. 2016.

_____. Lei nº 14.982/2013, de 8 de abril de 2013. Altera os limites da Estação Ecológica da Jureia-Itatins na forma que especifica, e dá outras providências. (Cria o Mosaico de Unidades de Conservação Juréia-Itatins). **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, v. 123, n. 65, p. 1-5, 9 abr. 2013. Disponível em: <<http://dobuscadireta.imprensaoficial.com.br/default.aspx?DataPublicacao=20130409&Caderno=DOE-I&NumeroPagina=1>>. Acesso em: 12 abr. 2013.

SÃO PAULO. (Estado). **Levantamento de área e produção dos principais produtos da agropecuária do Estado de São Paulo**. São Paulo: SAA/IEA/CATI, 2015. Disponível em: <http://ciagri.iea.sp.gov.br/nia1/subjetiva.aspx?cod_sis=1&idioma=1>. Acesso em: 2 dez. 2016.

SHEPHERD, G.J. **Fitopac versão 2.1** – manual do usuário. Campinas: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, 2010. Disponível em: <<http://pedroeisenlohr.webnode.com.br/fitopac/>>. Acesso em: 10 nov. 2014.

SIMINSKI, A. et al. Secondary forest succession in the Mata Atlântica, Brazil: floristic and phytosociological trends. **International Scholarly Research Network Ecology**, v. 2011, p. 1-19, 2011.

SMITH-GILL, S.J. Cytophysiological basis of disruptive pigmentary patterns in the leopard frog, *Rana pipiens*. II. Wild type and mutant cell specific patterns. **Journal of Morphology**, v. 146, n. 1, p. 35-54, 1975.

SOBRAL, M.; JARENKOW, J.A. (Org.). **Flora arborea e arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil**. São Carlos: RiMa: Novo Ambiente, 2006. 350 p.

SOLÓRZANO, A.; GUEDES-BRUNI, R.R.; OLIVEIRA, R.R. Composição florística e estrutura de um trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica com uso pretérito de produção de banana, no Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ. **Revista Árvore**, v. 36, n. 3, p. 451-462, 2012.

SOUZA, C.R.G.; SOUZA, A.P. Geologia e geomorfologia da área da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Ed.). **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Holos, 2004. p. 16-33.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para a identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II**. 2. ed. Nova Odessa: Plantarum, 2008. 704 p.

STEHMANN, J.R. et al. Gimnospermas e Angiospermas. In: STEHMANN, J.R. et al. (Ed.). **Plantas da Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009. p. 27-37.

STEINER, C. et al. Corte e carbonização como uma alternativa ao corte e queima: estudos na Amazônia. In: TEIXEIRA, W.G. et al. (Ed.). **As terras pretas de índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas**. Manaus: EDUA: Embrapa Amazônia Ocidental, 2010. p. 298-306.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. Aspectos da sucessão secundária em trecho da floresta atlântica no Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 5, n. 1, p. 99-112, 1993.

_____.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, 239-250, 1999.

TARIFA, J.F. Unidades climáticas dos Maciços Litorâneos da Juréia-Itatins. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Ed.). **Estação Ecológica de Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Holos, 2004. p. 42-50.

TEIXEIRA, L.A.J. et al. Banana – *Musa* spp. In: AGUIAR, A.T.E. et al. (Ed.). **Instruções agrícolas para as principais culturas econômicas**. 7. ed. rev. e atual. Campinas: Instituto Agrônomo, 2014. p. 46-51. (Boletim IAC, n. 200).

TOREZAN, J.M.D. **Estudo da sucessão secundária, na Floresta Ombrófila Densa Submontana, em áreas anteriormente cultivadas pelo sistema de “Coivara”, em Iporanga-SP**. 1995. 89 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

MOURA, C. de; MANTOVANI, W. Regeneração natural de floresta após oito anos de abandono da bananicultura.

XAVIER, A.F.; BOLZANI, B.M.; JORDÃO, S. Unidades de Conservação da Natureza no Estado de São Paulo. In: RODRIGUES, R.R.; BONONI, V.L.R. (Org.). **Diretrizes para a restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica: Imprensa Oficial, 2008. p. 22-42.

WANDERLEY, M.G.L. et al. Checklist das Spermatophyta do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1a, p. 193-390, 2011. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/en/abstract?inventory+bn0131101a2011>>. Acesso em: 3 mar. 2015.

**CRESCIMENTO E SOBREVIVÊNCIA DE QUATRO ESPÉCIES DE *Eucalyptus* spp.
EM CANOINHAS – SC (NOTA CIENTÍFICA)¹**

**GROWTH AND SURVIVAL OF FOUR SPECIES OF *Eucalyptus* spp.
AT CANOINHAS – SC (SCIENTIFIC NOTE)**

Eraldo Antonio BONFATTI JÚNIOR^{2,4}; Elaine Cristina LENGOWSKI³

RESUMO – O presente trabalho teve como objetivo analisar o crescimento e taxa de sobrevivência de um plantio florestal experimental com quatro espécies do gênero *Eucalyptus*, *E. dunnii*, *E. benthamii*, *E. cloesiana* e *E. saligna*, na cidade de Canoinhas – SC. O talhão florestal contém 10 linhas com 25 árvores cada, a um espaçamento 3 m x 3 m em área de 2.250 m² com idade de 5 anos. O censo florestal foi realizado com trena e fita métrica para a medição do diâmetro e hipsômetro para a medição em altura. As medições foram realizadas nos anos de 2012, 2013, 2014, 2015 e 2016. Foram calculados a taxa de sobrevivência, o Incremento Médio Anual – IMA e o Incremento Corrente Anual – ICA ao longo dos anos. Também foram avaliadas a distribuição diamétrica e a altura média para cada espécie. Os melhores IMAs foram de *E. benthamii*, *E. dunnii* e *E. saligna*, respectivamente 46,21, 42,87 e 40,77 m³.ha⁻¹.ano⁻¹. A espécie com o pior desempenho foi *E. cloesiana* com 12,24 m³.ha⁻¹.ano⁻¹. As espécies *E. benthamii*, *E. dunnii* e *E. saligna* atingiram a idade técnica de corte. As taxas de sobrevivência foram de 96% para *E. dunnii*, 94% para *E. saligna*, 82% para *E. benthamii* e 80% para *E. cloesiana*. Os resultados permitem dizer que a espécie *E. cloesiana* é a menos adaptada para o clima do local de estudo, com baixa taxa de sobrevivência e menor crescimento.

Palavras-chave: eucalipto; incremento corrente anual; incremento médio anual; altura; DAP; volume.

ABSTRACT – The present work aimed to analyze the growth and survival rate of an experimental forest plantation with four species of the genera *Eucalyptus*, *E. dunnii*, *E. benthamii*, *E. cloesiana* and *E. saligna*, in the city of Canoinhas – SC. The forest area contains 10 lines with 25 trees each, at a spacing of 3 m x 3 m with an area of 2,250 m² and five years old. The forest census was carried out with measuring tape for diameter measurement and hypsometer for height measurement.

¹Recebido para análise em 05.01.2017. Aceito para publicação em 23.02.2017.

²Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal – Universidade Federal do Paraná – UFPR – Centro de Ciências Florestais e da Madeira, Avenida Prefeito Lothário Meissner, 632, 80210-170, Curitiba, PR, Brasil.

³Universidade do Contestado – UnC – Campus de Canoinhas, Rua Roberto Ehlke, 86, 89460-000, Canoinhas, SC, Brasil.

⁴Autor para correspondência: Eraldo Antonio Bonfatti Júnior – bonfattieraldo@gmail.com

Measurements were made in 2012, 2013, 2014, 2015 and 2016. The survival rate, the Mean Annual Increment – MAI and the Periodic Annual Increment – PAI over the years were calculated. The diameter distribution and mean height for each species were also evaluated. The best MAIs were *E. benthamii*, *E. dunnii* and *E. saligna*, respectively 46.21, 42.87 and 40.77 m³.ha⁻¹.year⁻¹. The species with the worst performance was *E. cloesiana* with 12.24 m³.ha⁻¹.year⁻¹. The species *E. benthamii*, *E. dunnii* and *E. saligna* reached the technical cutting age. The survival rates were 96% for *E. dunnii*, 94% for *E. saligna*, 82% for *E. benthamii* and 80% for *E. cloesiana*. The results suggest that the *E. cloesiana* species is less adapted to the climate of the study site, with a lower survival rate and lower growth.

Keywords: eucalypt; periodic annual increment; mean annual increment; height; DBH; volume.

1 INTRODUÇÃO

O gênero *Eucalyptus* é amplamente plantado no Brasil para a produção de matéria-prima para diversas finalidades, em razão do seu rápido crescimento, boa adaptação ecológica e boa qualidade da madeira (Berger et al., 2002). De acordo com a Indústria Brasileira de Árvores – IBÁ, tendo o ano de 2015 como base, existem 5,6 milhões de hectares plantados com eucalipto no Brasil. Já no estado de Santa Catarina, a cobertura de florestas plantadas de espécies do gênero *Eucalyptus* é de 116.250 ha. O estado supracitado segue a tendência típica da região Sul do Brasil de ter maior área de plantio de espécies do gênero *Pinus*, totalizando 542.662 ha, uma vez que estas espécies são mais adaptadas ao clima frio (IBÁ, 2016).

A produtividade volumétrica do eucalipto no Brasil é mundialmente reconhecida, e em 2015 o país manteve sua liderança no ranking global de produtividade florestal. A produtividade média dos plantios de eucalipto no Brasil foi de 36 m³.ha⁻¹.ano⁻¹, esta produtividade vem aumentando a uma taxa de 0,7% ao ano e tem potencial de alcançar valores maiores devido as condições edafoclimáticas favoráveis (IBÁ, 2016).

A produção florestal é definida como a quantidade total de volume, ou outra variável, acumulada num determinado período de tempo,

podendo a produção de um povoamento ser expressa por uma equação de produção, o crescimento pode ser obtido ao se derivar esta equação. Os termos mais usuais em relação ao crescimento florestal são: Incremento Corrente Anual – ICA e Incremento Médio Anual – IMA (Campos e Leite, 2013).

A definição da espécie a ser plantada é a primeira etapa de um projeto de reflorestamento, levando-se em consideração o objetivo da produção (uso da madeira) e as condições edafoclimáticas da região. Cada espécie se desenvolve em um ambiente adequado e por isso é indicado realizar testes para averiguar a adaptação do material ao ambiente (Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais – IPEF, 2017).

Diante disso, o objetivo do presente estudo foi analisar o crescimento de um povoamento florestal experimental com quatro espécies do gênero *Eucalyptus* no município de Canoinhas – SC, para identificar as espécies mais promissoras e fomentar recomendações de plantio.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no município de Canoinhas, estado de Santa Catarina (Figura 1). O talhão analisado está localizado a uma latitude de 26°07'37"S, longitude de 050°23'41"W e altitude de 780 metros acima do nível do mar.

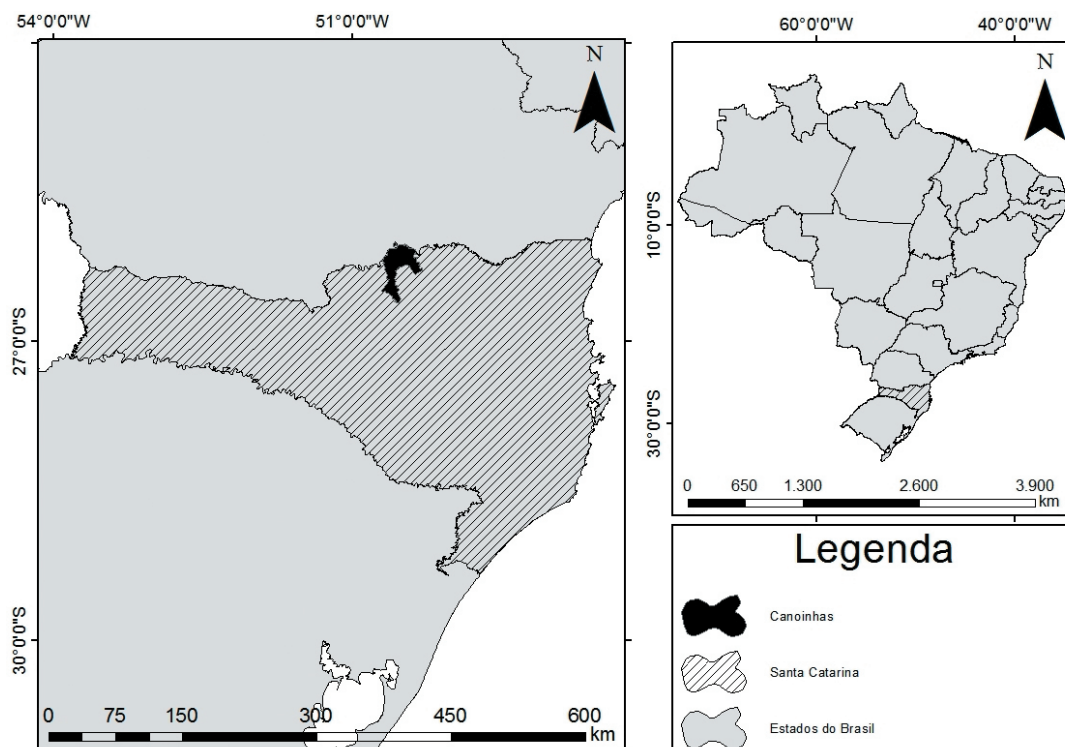


Figura 1. Localização de Canoinhas – SC.

Figure 2. Location of Canoinhas – SC.

O bioma predominante no município é a Mata Atlântica, tendo sua cobertura vegetal classificada como Floresta Ombrófila Mista. Seu relevo é constituído de um planalto de superfícies planas, onduladas e montanhosas com denudação periférica. O solo apresenta média e boa fertilidade e textura argilosa (Dallabrida, 2015).

O clima na região é do tipo Cfb, segundo a classificação climática de Köppen e Geiger (1928), sem estação seca, com verões frescos e geadas frequentes em junho, julho e agosto, temperatura média de 17,0 °C e pluviosidade média anual de 1.460 mm.ano⁻¹ (Climate-Data, 2017).

O talhão florestal com árvores de cinco anos contém 10 linhas com 25 árvores plantadas em espaçamento 3 m x 3 m em uma área de 2.250 m, sendo a primeira e a segunda linha de *E. benthamii*; a terceira, quarta, quinta e a sexta linha são da espécie *E. dunnii*; a sétima e a oitava linha são de *E. saligna*, e a nona e a décima linha são de *E. cloesiana*. O plantio aconteceu em 2011 e as coletas de dados aconteceram nos anos de 2012, 2013, 2014, 2015 e 2016.

A coleta de dados (censo florestal) foi realizada com trena e fita métrica para medição do diâmetro do fuste à altura de 1,30 m do solo (Diâmetro a Altura do Peito – DAP) e hipsômetro para altura total da árvore. Com esses resultados foi determinado o volume pelo método do fator de forma 0,45 (Equação 1), descrito por Oliveira et al. (1999) para povoamentos de *Eucalyptus* spp.

$$v = h \times g \times 0,45 \quad (1)$$

Em que: v = volume calculado da árvore, m³; h = altura total da árvore, m; g = área transversal, m²; 0,45 = fator de forma empregado.

Para análise do crescimento em altura e diâmetro, foram calculados as alturas médias e os aumentos anuais de altura em 2015 e 2016, e as áreas basais médias das árvores e os aumentos anuais em área basal em 2015 e 2016. A taxa de sobrevivência foi determinada pela razão entre as árvores vivas em 2016 e o número de árvores plantadas e está expressa em porcentagem.

Através dos dados coletados foram calculados o ICA (Equação 2) ao longo dos anos e o IMA (Equação 3) (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA, 2016), para cada espécie.

$$ICA_t = Vol_t - Vol_{t-1} \quad (2)$$

$$IMA_t = \frac{Vol_t}{Idade_t} \quad (3)$$

Em que: ICA_t = incremento corrente anual no período t ; Vol_t = volume do talhão no período, em $m^3 \cdot ha^{-1}$; Vol_{t-1} = volume do talhão no período $t-1$, em $m^3 \cdot ha^{-1}$; IMA_t = incremento corrente anual no período t ; $Idade_t$ = idade do talhão no período t , em anos.

O volume bruto de madeira no povoamento foi calculado através do somatório do volume de cada árvore, e também distribuído por espécie. Para ilustrar a distribuição diamétrica, foram construídos histogramas para cada espécie, o número de classes e sua amplitude foram calculados de acordo com a metodologia proposta por Sturges (1926) (Equação 4 e Equação 5).

$$K = 1 + 3,322 \times \log_{10}(n) \quad (4)$$

$$W = \frac{I - i}{k} \quad (5)$$

Em que: K = número de classes; n = número de indivíduos amostrados; W = amplitude das classes; I = maior DAP encontrado; i = menor DAP encontrado.

O fator de proporcionalidade é o valor que expressa quantas vezes as variáveis coletadas em uma unidade amostral representam, em termos numéricos, grandezas em um hectare,

este valor é usado quando se quer comparar unidades amostrais de dimensões diferentes, pois as coloca em igual escala (Sanquetta et al., 2014). A área basal e volume foram calculados aplicando-se o fator de proporcionalidade (Equação 6).

$$F = \frac{10000}{a} \quad (6)$$

Em que: F = fator de proporcionalidade; 10000 = área de um hectare em m^2 ; a = área da coleta de dados em m^2 .

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A espécie que apresentou menor taxa de sobrevivência foi *E. cloesiana* (80%), seguida de *E. benthamii* (90 %) e *E. saligna* (94 %). A maior taxa (96,0 %) foi da espécie *E. dunnii*.

A Tabela 1 mostra o crescimento em altura e em área basal nos anos de 2015 e 2016. As espécies *E. benthamii*, *E. dunnii* e *E. saligna* apresentaram comportamentos semelhantes. Já a espécie *E. cloesiana* teve desempenho muito inferior em ambos os parâmetros. É possível observar que a taxa de crescimento em altura, crescimento primário, das espécies *E. benthamii*, *E. dunnii*, *E. saligna* diminuiu no último ano, enquanto a taxa de crescimento em área basal, crescimento secundário, se manteve ou pouco variou. Isso mostra que as árvores dessas espécies estão conservando o investimento no crescimento secundário para sustentar o peso do fuste e da copa. A espécie *E. cloesiana*, que foi a de crescimento mais lento, continua investindo em crescimento primário.

Tabela 1. Crescimento em altura e em área basal em 2015 e 2016 das quatro espécies de *Eucalyptus* spp.

Table 1. Growth in height and basal area in 2015 and 2016 of the four *Eucalyptus* species.

Parâmetros	Espécie							
	<i>E. benthamii</i>		<i>E. dunnii</i>		<i>E. saligna</i>		<i>E. cloesiana</i>	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
Altura média, m	20,28	20,97	19,52	20,55	19,68	20,6	8,36	12,84
Crescimento médio, m.ano ⁻¹	5,07	4,20	4,88	4,11	4,92	4,12	2,09	2,57
Área basal média, m ²	0,019	0,023	0,017	0,025	0,019	0,022	0,008	0,012
Crescimento médio, m ² .ano ⁻¹	0,005	0,005	0,004	0,005	0,005	0,004	0,002	0,002

Os melhores IMAs foram de *E. benthamii* e *E. saligna*, respectivamente 46,22 e 43,50 m³.ha⁻¹.ano⁻¹. A espécie *E. dunnii* apresentou IMA de 40,77 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ e a espécie com o pior desempenho, em linha com a taxa de sobrevivência, crescimento em altura e em área basal, foi *E. cloesiana* com 12,84 m³.ha⁻¹.ano⁻¹. Apenas essa espécie teve crescimento menor do que 36 m³.ha⁻¹.ano⁻¹, apresentado por IBÁ (2016) como a produtividade média do cultivo de eucalipto no Brasil.

Através do ICA foi possível analisar o desempenho de cada espécie ano a ano. Conforme mostrado na Tabela 2, as espécies *E. benthamii*, *E. dunnii* e *E. saligna* apresentaram crescimento semelhante nos três primeiros anos, porém no quarto ano a espécie *E. benthamii* teve um salto superior às outras duas espécies, que apresentaram crescimentos próximos ao ano anterior, já para o quinto ano as três espécies desaceleraram no ICA. A espécie *E. cloesiana* teve ICA inferior em todos os anos, mostrando uma taxa de crescimento muito lenta.

Tabela 2. Evolução dos ICAs ao longo dos anos das quatro espécies de *Eucalyptus* spp.

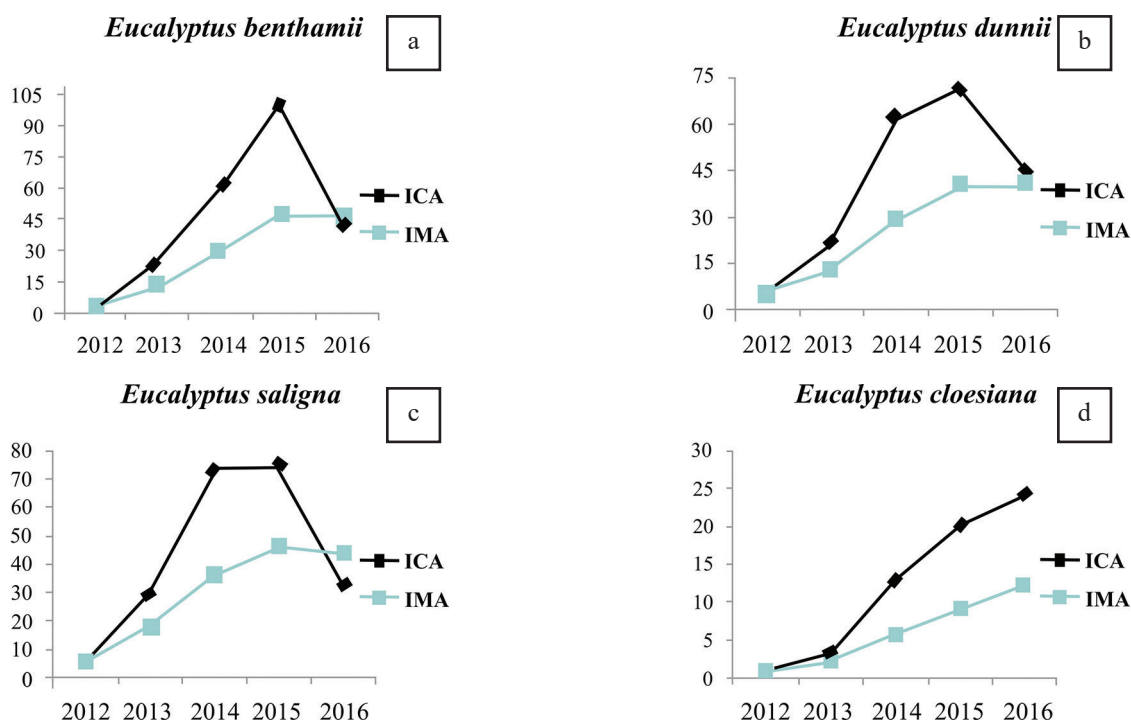
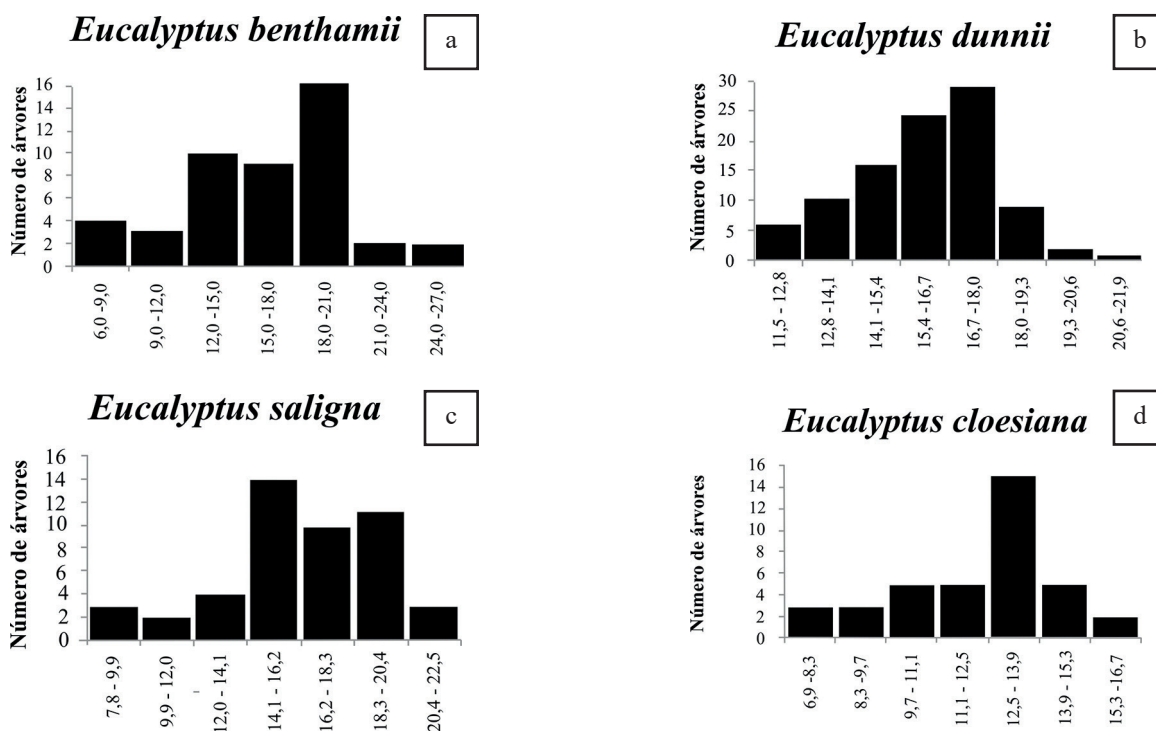
Table 2. Evolution of ICAs over the years of the four *Eucalyptus* species.

Espécies	2012 m ³ .ha ⁻¹	2013 m ³ .ha ⁻¹	2014 m ³ .ha ⁻¹	2015 m ³ .ha ⁻¹	2016 m ³ .ha ⁻¹
<i>E. benthamii</i>	3,88	23,43	62,05	101,01	40,70
<i>E. dunnii</i>	4,57	21,25	62,18	71,96	44,41
<i>E. saligna</i>	5,82	29,5	72,68	74,93	33,19
<i>E. cloesiana</i>	0,87	3,36	12,74	19,99	24,23

O encontro entre IMA e ICA representa a idade técnica de corte, ou seja, o povoamento florestal atingiu o valor máximo de produção de volume por unidade de área por ano (Ferreira e Timoni, 1980; Dias et al., 2005; Rezende e Oliveira, 2013). A Figura 2 apresenta as funções de IMA e ICA para as quatro espécies. As espécies *E. benthamii* e *E. saligna* já atingiram a idade técnica de corte (Figura 2a e Figura 2c), a espécie *Eucalyptus dunnii* está muito próxima de atingi-la (Figura 2b), já a espécie *E. cloesiana*, que tem taxa de sobrevivência inferior e crescimento mais lento que as demais, está muito distante da idade técnica de corte (Figura 2d).

A Figura 3 mostra as distribuições das classes diamétricas dos DAPs das espécies estudadas.

A população da espécie *E. benthamii* está distribuída em sete classes diamétricas com amplitude de 3,0 cm, sendo a classe com maior número de indivíduos a de 18,0-21,0 cm (Figura 3a). Já a população de *E. dunnii* está distribuída em oito classes diamétricas com amplitude de 1,3 cm, sendo a classe com maior número de indivíduos a de 16,7-18,0 cm (Figura 3b). Para a população da espécie *E. saligna*, foi encontrada uma distribuição de sete classes diamétricas com amplitude de 2,10 cm, sendo a classe de 14,1-16,2 cm a que apresentou maior número de indivíduos (Figura 3c). A população da espécie *E. cloesiana* está distribuída em sete classes diamétricas com amplitude de 1,4 cm, sendo a classe com maior número de indivíduos a 13,9-15,3 cm (Figura 3d).

Figura 2. IMA x ICA ao longo dos anos para as quatro espécies de *Eucalyptus* spp.Figure 2. IMA x ICA over the years for the four *Eucalyptus* spp. species.Figura 3. Distribuição dos DAPs das quatro espécies de *Eucalyptus* spp.Figure 3. DBHs distribution of the four *Eucalyptus* spp. species.

4 CONCLUSÕES

As espécies *E. benthamii* e *E. saligna* apresentaram os melhores IMAs, seguidas por *E. dunnii*. Apesar do desempenho inferior de *E. dunnii*, a não recomendação da espécie não é segura, uma vez que o desempenho desta espécie foi próximo das duas primeiras.

Os resultados permitem concluir que a espécie *E. cloesiana* é a menos adaptada às condições edafoclimáticas da região de estudo, com maior taxa de mortalidade e menor crescimento.

Do quinto para o sexto ano, foi observada queda abrupta dos IMAs das três espécies de melhores desempenhos.

Quando cruzamos dados de IMAs com ICAs constata-se que, com aproximadamente cinco anos, as espécies *E. benthamii* e *E. saligna* já chegaram à idade técnica de corte, ou seja, o sítio não permite ganhos em crescimento satisfatórios a partir desse ponto. A espécie *E. dunnii* está bem próxima de atingir a idade técnica de corte.

A espécie *E. cloesiana* ainda apresenta aumento no IMA, porém muito insatisfatório.

As quatro espécies apresentaram distribuições dos DAPs distintas, com amplitude de classes diferentes.

É recomendado que novos estudos com as três melhores espécies sejam feitos, variando-se os tratamentos silviculturais para se conhecer melhor o comportamento de cada espécie.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERGER, R. et al. Efeito do espaçamento e da adubação no crescimento de um clone de *Eucalyptus saligna* Smith. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 2, p. 75-87, 2002.
- CAMPOS, J.C.C.; LEITE, H.G. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**. Viçosa-MG: UFV, 2013. 605 p.
- CLIMATE-DATA. **Clima: CANOINHAS**. Disponível em: <<http://pt.climate-data.org/location/43657/>>. Acesso em: 2 jan. 2016.
- DALLABRIDA, V.R. **Indicação geográfica e desenvolvimento territorial: reflexões sobre o tema e potencialidades no Estado de Santa Catarina**. São Paulo: Liber Ars, 2015. 296 p.
- DIAS, A.N. et al. Emprego de um modelo de crescimento e produção em povoamentos desbastados de eucalipto. **Revista Árvore**, v. 29, n. 5, p. 731-739, 2005.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Árvore do conhecimento: Eucalipto**. Disponível em: <<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/eucalipto/arvore/CONT000h018teyx02wx7ha07d3364ani5o3a.html>>. Acesso em: 4 jan. 2016.
- FERREIRA, C.A.; TIMONI, J.L. Contribuição ao estudo da época de corte em povoamentos de *Eucalyptus* spp. **Silvicultura**, v. 14, p. 85-86, 1980.
- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES – IBÁ. **Relatório anual 2016**. Brasília, DF, 2016. 100 p.
- INSTITUTO DE PESQUISA E ESTUDOS FLORESTAIS – IPEF. **Indicações para a escolha de espécies de Eucalyptus**. Disponível em: <<http://www.ipef.br/identificacao/eucalyptus/indicacoes.asp>>. Acesso em: 2 jan. 2017.
- KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes, 1928.
- OLIVEIRA, J.T.S. et al. Caracterização de madeira de sete espécies de eucaliptos para a construção civil: 1 – avaliações dendrométricas das árvores. **Scientia Forestalis**, n. 56, p. 113-124, 1999.
- REZENDE, J.L.P.; OLIVEIRA, A.D. Análise econômica e social de projetos florestais. Viçosa-MG: UFV, 2013. 383 p.
- SANQUETTA, C.R. et al. **Inventário florestal: planejamento e execução**. Curitiba: Mult-Graf, 2014. 409 p.
- STURGES, H.A. The choice of a class interval. **Journal of the American Statistical Association**, v. 21, n. 153, p. 65-66, 1926.

**BIRDS CONSUMING FRUITS OF *Varronia curassavica* Jacq. (BORAGINACEAE)
IN SOUTHEASTERN BRAZIL (SCIENTIFIC NOTE)¹**

**AVES CONSUMIDORAS DOS FRUTOS DE *Varronia curassavica* Jacq. (BORAGINACEAE)
NO SUDESTE DO BRASIL (NOTA CIENTÍFICA)**

Alexsander Zamorano ANTUNES^{2, 3}; João Batista BAITELLO²;
Mariana Lopes CAMPAGNOLI²

ABSTRACT – The Tropical Black Sage *Varronia curassavica* Jacq. is a widespread shrub in Brazil, which has become invasive in some parts of the world. We recorded 24 bird species consuming its fruits and potentially dispersing its seeds at Alberto Löfgren State Park, state of São Paulo, southeastern Brazil. It was first cultivated at this location, and despite the fact that it already is spreading naturally, the shrub remains restricted to more altered sites and does not constitute a threat to local biota.

Keywords: Atlantic Forest; frugivory; invasive species; Thraupidae.

RESUMO – A erva-baleeira *Varronia curassavica* Jacq. é um arbusto amplamente disseminado no Brasil e que se tornou invasor em alguns locais do mundo. Nós registramos 24 espécies de aves consumindo seus frutos e potencialmente disseminando suas sementes no Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo. Nesse local, ela foi inicialmente cultivada e, apesar de já estar se disseminando naturalmente, permanece restrita a áreas mais alteradas, não constituindo no momento ameaça à biota local.

Palavras-chave: Mata Atlântica; frugivoria; espécies exóticas invasoras; Thraupidae.

1 INTRODUCTION

The Tropical Black Sage *Varronia curassavica* Jacq., Boraginaceae, is a shrubby nanophanerophyte (up to 2 m), widely distributed in Brazil's beaches, sandbanks, dunes, forests and savannas from Piauí to Rio Grande do Sul. Its synonyms are: *Cordia curassavica* Jacq. Roem. & Schult. and *Cordia verbenaceae* DC. (Stapf, 2015). Brazilian popular names are: erva-baleeira, balieira, baleira, maria-preta, pimenteira, erva-baleira and maria-milagrosa.

Growth is more significant in width than height, forming short but large canopies. It occurs in areas in the first stages of ecological succession, flowering and fruiting throughout the year (Ranga, 2012). Inflorescences contains 20 to 35 white flowers; the fruits are globular and flat to slightly obconical, showing a small umbo at the top (Ranga, 2012). The pulp is sweet and not very thick because of the large single seed inside (Barroso et al., 1999). Different from the flower, the fruit is very attractive to frugivorous animals due to its intense reddish color.

¹Recebido para análise em 23.01.2017. Aceito para publicação em 06.07.2017.

²Instituto Florestal, Rua do Horto 931, 02377-000 São Paulo, SP, Brasil.

³Autor para correspondência: Alexsander Zamorano Antunes – alexza@if.sp.gov.br

Despite the few records of Brazilian bird species consuming *Varronia curassavica*, Large Elaenia *Elaenia spectabilis* Pelzeln, 1868 (Marini and Cavalcanti, 1998) and Turquoise Tanager *Tangara mexicana* (Linnaeus, 1766) (Snow and Snow, 1971) dispersion is ornithocoric (Dassanayake and Fosberg, 1991; United States Department of Agriculture – USDA, 2013).

The Tropical Black Sage has become an invasive exotic species in croplands and urban areas in some countries outside the Americas (USDA, 2013) and bird dispersion was one of the many factors that enabled Mauritius Island to be colonized by this species (USDA, 2013).

This paper described the bird assemblage consuming Tropical Black Sage fruits in Alberto Löfgren State Park, São Paulo, southeastern Brazil.

2 MATERIAL AND METHODS

We carried our observations at the Instituto Florestal administrative area, in Alberto Löfgren State Park – PEAL (23°27'43"S, 46°37'59"W; altitude 723 m). The study area included a small swamp at the edge of a secondary forest patch, where the Tropical Black Sage individuals were present.

Data collection took place in October and November 2015 and 2016, and April and May 2017. Total bird sampling effort resulted in 60 hours of nonstandard observations at different times of day, where all the species observed consuming Black Sage fruits were recorded. We used 8 x 40 binoculars, along with Canon SX60 and Nikon Coolpix P900 cameras.

We followed the nomenclature adopted by Stapf (2015) for the genus *Varronia* and Piacentini et al. (2015) for birds.

3 RESULTS AND DISCUSSION

We recorded 24 bird species consuming *Varronia* fruits (Table 1). In 2015 we observed Brazilian Tanager *Ramphocelus bresilius* (Linnaeus, 1766) and Green-headed Tanager *Tangara seledon* (Statius Muller, 1776) stocking fruits in the beak before swallowing or leaving the observation area (Figures 1 e 2), probably to feed young elsewhere. A pair of Brazilian Tanager have been seen accompanied by two juveniles in October 2014 and November 2015. The fructification of Tropical Black Sage in 2015 coincided with departure of the juvenile, which was recorded feeding on its own and with the help of its father.

Table 1. Bird species recorded feeding on Tropical Black Sage *Varronia curassavica* Jacq. fruits at Alberto Löfgren State Park.

Tabela 1. Aves registradas consumindo os frutos da erva-baleeira *Varronia curassavica* Jacq. no Parque Estadual Alberto Löfgren.

Taxons	English name
Galliformes Linnaeus, 1758	
Cracidae Rafinesque, 1815	
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	Dusky-legged Guan
Passeriformes Linnaeus, 1758	
Tyrannidae Vigors, 1825	
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	Southern Beardless-Tyrannulet
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	Olivaceous Elaenia
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	Planalto Tyrannulet
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	Great Kiskadee
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	Streaked Flycatcher
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	Social Flycatcher

continua
to be continued

continuação – Tabela 1
 continuation – Table 1

Taxons	English name
Vireonidae Swainson, 1837	
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	Rufous-browed Peppershrike
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	Chivi Vireo
Turdidae Rafinesque, 1815	
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	Pale-breasted Thrush
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	Rufous-bellied Thrush
Thraupidae Cabanis, 1847	
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	Bananaquit
<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Orange-headed Tanager
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	Ruby-crowned Tanager
<i>Ramphocelus bresilius</i> (Linnaeus, 1766)	Brazilian Tanager
<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	Green-headed Tanager
<i>Tangara cyanoventris</i> (Vieillot, 1819)	Gilt-edged Tanager
<i>Tangara desmaresti</i> (Vieillot, 1819)	Brassy-breasted Tanager
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	Sayaca Tanager
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	Palm Tanager
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Blue Dacnis
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	Green-winged Saltator
Fringillidae Leach, 1820	
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	Violaceous Euphonia
<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)	Chestnut-bellied Euphonia



Figure 1. A male Brazilian Tanager *Ramphocelus bresilius* (Linnaeus, 1766) eating Tropical Black Sage fruit at Alberto Löfgren State Park. © J.B. Baitello.

Figura 1. Um tiê-sangue *Ramphocelus bresilius* (Linnaeus, 1766) macho consumindo frutos de erva-baleeira no Parque Estadual Alberto Löfgren. © J.B. Baitello.



Figure 2. A female Green-headed Tanager *Tangara seledon* (Statius Muller, 1776) with two Tropical Black Sage fruits in the beak at Alberto Löfgren State Park. © J.B. Baitello.

Figura 2. Uma saíra-sete-cores *Tangara seledon* (Statius Muller, 1776) fêmea com dois frutos de erva-baleeira no bico, no Parque Estadual Alberto Löfgren. © J.B. Baitello.

Vieira and Silva (1997) recorded 19 bird species consuming fruits of *Varronia multispicata* (Cham.) Borhidi. in eastern Amazonia, a result similar to ours. Those authors found low individual fruit set, but concluded that the aggregate distribution and synchronized fruit production by the individuals assured a great quantity of fruits to be available simultaneously for the birds in a given patch.

In the late 1990s, three Tropical Black Sage individuals from Ilha Anchieta, Ubatuba - SP, were planted at PEAL (Rejane Esteves, personal communication). Another four individuals established themselves next to the study area, 11.42 m and 24 m away from the initial shrubs, probably due to bird dispersion. All studied individuals were at the forest edge, indicating how important light conditions are to its establishment (Green et al., 2004).

Despite invasion potential and local bird attractiveness, it seems that the establishment of Tropical Black Sage is probably limited by light conditions. Thus, it should not be a priority in the management of alien species carried out in the Alberto Löfgren State Park.

5 ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank Instituto Florestal/COTEC (Process SMA 260108-008.500/2009), as well as the park manager of Alberto Löfgren State Park, Roselaine Barros Machado, for granting access and permission to study. CEMAVE and ICMBio (SISBIO 29073-4 and CEMAVE 1256/7) provided permits for bird captures and banding. We thank Rejane Esteves for providing information on introduction of Tropical Black Sage in PEAL. Thanks to anonymous reviewers for helpful comments and suggestions.

REFERENCES

- BARROSO, G.M. et al. **Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas**. Viçosa-MG: Universidade Federal de Viçosa, 1999. 443 p.
- DASSANAYAKE, M.D.; FOSBERG, F.R. (Ed.). **A revised handbook to the flora of Ceylon**. New Delhi: Model Press, 1991. v. VII, 439 p.

ANTUNES, A.Z.; BAITELLO, J.B.; CAMPAGNOLI, M.L. Birds consuming fruits of *Varronia curassavica*.

GREEN, P.T.; LAKE, P.S.; O'DOWD, D.J. Resistance of island rainforest to invasion by alien plants: influence of microhabitat and herbivory on seedling performance. **Biological Invasions**, v. 6, n. 1, p. 1-9, 2004.

MARINI, M.A.; CAVALCANTI, R.B. Frugivory by *Elaenia* flycatchers. **Hornero**, v. 15, n. 1, p. 47-50, 1998.

PIACENTINI, V.Q. et al. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 91-298, 2015.

RANGA, N.T. *Cordia* L. In: WANDERLEY, M.G.L. et al. (Ed.). **Flora Fanerogâmica do estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2012. v. 7, p. 118-126.

SNOW, B.K.; SNOW, D.W. The feeding ecology of tanagers and honeycreepers in Trinidad. **Auk**, v. 88, n. 2, p. 291-322, 1971.

STAPF, M.N.S. *Varronia*. In: JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO (Ed.). **Lista de espécies da flora do Brasil**. Available from: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB105435/>>. Access on: 4 Dec. 2015.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA. **Weed risk assessment for *Cordia curassavica* (Jacq.) Roem. & Schult. (Boraginaceae) – black sage**. 2013. Available from: <https://www.aphis.usda.gov/plant_health/plant_pest_info/weeds/downloads/wra/Cordia_curassavica_WRA.pdf>. Access on: 4 Dec. 2015.

VIEIRA, I.C.G.; SILVA, J.M.C. Phenology, fruit set and dispersal of *Cordia multispicata* Cham., an important weed shrub of abandoned pastures in eastern Amazonia. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 20, n. 1, p. 51-56, 1997.

INSTRUÇÕES AOS AUTORES

Apresentação

A **Revista do Instituto Florestal (Rev. Inst. Flor.)** é um periódico semestral de divulgação científica, que publica trabalhos em ciências florestais e afins, na forma de artigos científicos, notas científicas e artigos de revisão, redigidos em português, inglês ou espanhol.

O trabalho submetido à publicação na Revista do Instituto Florestal deverá ser original e inédito, não tendo sido publicado nem submetido a outras revistas. Será distribuído pelo editor-chefe da Comissão Editorial a um relator da área do trabalho, que o enviará a dois analistas, especialistas nessa área. O sistema de análise utilizado é o duplo-cego em que os nomes dos autores e dos analistas são mantidos em sigilo.

O trabalho será analisado e receberá uma das seguintes avaliações: aceitável sem modificações; aceitável com modificações; necessita ser totalmente reformulado e submetido à nova análise; recusado para publicação.

Após a análise, os comentários e sugestões dos analistas serão encaminhados aos autores para realizarem as modificações necessárias. As sugestões não aceitas deverão ser justificadas. Após as modificações, a versão corrigida deverá ser reencaminhada para o editor de área da Comissão. Com base nos pareceres dos analistas, caberá ao relator o aceite ou a recusa do trabalho após a conclusão do processo de análise.

Após o aceite e a diagramação do trabalho, as provas de publicação serão enviadas aos autores para uma revisão final (restrita a erros e composição) e deverão ser devolvidas no prazo indicado.

Os artigos serão publicados nas formas impressa e *online* na página da Revista do Instituto Florestal: http://www.iflorestal.sp.gov.br/publicacoes/revista_if/index.asp. Os autores receberão, posteriormente, um exemplar da revista na qual seu artigo foi publicado.

Ao submeterem um artigo para a Revista do Instituto Florestal os autores concordam com a publicação exclusiva do artigo neste periódico e com a transferência automática de direitos de cópia e permissões à editoradora do periódico.

Normas para Encaminhamento e Apresentação dos Originais

Os originais devem ser encaminhados por *e-mail*, acompanhados de uma carta endereçada ao Editor-Chefe da Comissão Editorial, em que devem constar o título, os autores, a filiação e uma declaração do caráter original e inédito do trabalho.

Editor-Chefe da Comissão Editorial

Instituto Florestal

comissaoeditorial@if.sp.gov.br

Os arquivos devem ser no formato Word em extensão doc. Devem apresentar as seguintes características: papel A4 (210 mm x 297 mm); margens superior, inferior, direita e esquerda de 25 mm; espaço duplo; fonte Times New Roman 11; texto justificado; páginas numeradas a partir da primeira página de texto, não ultrapassando 30 páginas (inclusive tabelas e figuras) para artigos científicos e de revisão e 10 páginas para notas científicas, sendo aceitas exceções, desde que aprovadas pela Comissão Editorial.

A página de rosto deve conter: título do manuscrito, em português e inglês, nome por extenso do(s) autor(es), rodapé com os dados relativos à filiação institucional (instituição, rua, número, CEP, cidade, estado, país) e o e-mail do autor responsável pelo trabalho para correspondência.

Na segunda página devem constar: resumo, palavras-chave, abstract e keywords.

É necessário obedecer a seguinte padronização:

- **Título:** centralizado, em caixa alta e negrito, seguido do título em inglês e título resumido. Deve ser claro, objetivo, conciso, com até 20 palavras, e refletir o conteúdo do trabalho. Devem ser evitadas abreviaturas, parênteses e fórmulas que dificultem sua compreensão.
- **Resumo e Abstract:** devem ter até 250 palavras e apresentar sinteticamente a questão que motivou a pesquisa, os objetivos, o material e métodos, os resultados e conclusões. Não têm recuo no texto nem numeração, devem ser iniciados com a palavra em caixa alta e negrito, seguida de traço, começando o texto na mesma linha.
- **Palavras-chave e keywords:** de três a seis, em ordem de importância, não repetindo aquelas utilizadas no título.
- **Tópicos:** em caixa alta, negrito, recuo à esquerda, numerados em algarismos arábicos.
- **Introdução:** apresentar a questão, contextualizar com base na revisão da literatura, explicitar os objetivos e, se necessário, apresentar as hipóteses.
- **Material e Métodos:** deve conter descrições breves, suficientemente claras para permitir a repetição do estudo; técnicas já publicadas devem ser apenas citadas e não descritas. Indicar o nome completo da(s) espécie(s). Mapas podem ser inclusos se forem de extrema relevância e devem apresentar qualidade adequada para impressão. Apresentar as coordenadas geográficas de estudos de campo. Todo e qualquer comentário de um procedimento utilizado para análise de dados em Resultados deve, obrigatoriamente, estar descrito no item Material e Métodos. Se houver subdivisão deste item, utilizar caixa alta e baixa e negrito.

- **Resultados e Discussão:** a separação em dois itens é opcional. Se houver subdivisão deste item, utilizar caixa alta e baixa e negrito.
- **Conclusões:** as conclusões, se houver, devem estar neste item, claramente relacionadas com os objetivos e as hipóteses colocadas na Introdução. Se as conclusões forem poucas e dispensarem um item específico podem finalizar o item anterior.
- **Agradecimentos:** devem ser sucintos; nomes de pessoas e instituições devem ser escritos por extenso, explicitando o porquê dos agradecimentos. Créditos de financiamentos, bolsas e vinculações do artigo a programas de pesquisa mais amplos podem ser incluídos.
- **Referências Bibliográficas:** devem ser apresentadas no final do texto, sem recuo, dispostas em ordem alfabética. Para a elaboração deste item, verificar as *Normas para Referências Bibliográficas*.
- **Notas de Rodapé:** devem ser evitadas ao máximo, podendo ser, excepcionalmente, aceitas. Utilizar fonte Arial 7.
- **Ilustrações:** são consideradas ilustrações as Tabelas, Figuras e Quadros. Deverão apresentar chamada no texto, sem abreviatura e com letra inicial em maiúscula. No texto, as ilustrações devem ser inseridas o mais próximo possível da citação. Os títulos das ilustrações devem estar em português e inglês, autoexplicativos, sem negrito e com fonte Times New Roman 10.
 - **Tabelas e Quadros:** nas tabelas e quadros os títulos devem vir em posição superior a estas. A primeira linha do título não tem recuo, letra inicial maiúscula, seguida pelo número de ordem em algarismo arábico e um ponto (ex.: Tabela 1. Título.). Recomenda-se não utilizar linhas verticais separando as colunas. Quanto ao sombreado das linhas de tabelas e quadros, utilizar tons de cinza quando extremamente necessário. As fontes consultadas para a construção das tabelas e outras notas devem ser colocadas após o traço inferior. Enviar as tabelas em arquivo Word.
 - **Figuras:** desenhos, mapas, esquemas, fichas, gráficos e fotografias são considerados como Figura. Nas figuras os títulos devem vir em posição inferior a estas. A primeira linha do título não tem recuo, letra inicial maiúscula, seguida pelo número de ordem em algarismo arábico e um ponto (ex.: Figura 1. Título.). As fotografias devem ser enviadas em arquivo digital, preferencialmente com extensão JPEG. Devem ser de boa qualidade, ter resolução mínima de 300 DPIs, formato máximo de 150 mm x 100 mm e conter o crédito do(s) autor(es). Não serão aceitas imagens escaneadas com baixa resolução. O tamanho máximo de mapas, esquemas, desenhos, fichas e gráficos deverá ser de 215 mm x 170 mm, incluindo o título e a fonte consultada (se houver). No envio da versão final do trabalho, as figuras deverão vir em arquivos separados.
- **Equações:** devem estar destacadas no texto para facilitar sua leitura. É permitido o uso de uma entrelinha maior, que comporte seus elementos (expoentes, índices e outros). Quando fragmentadas em mais de uma linha, por falta de espaço, devem ser interrompidas antes do sinal de igualdade ou depois dos sinais de adição, subtração, multiplicação e divisão.
- **Siglas e Abreviaturas:** as siglas e abreviaturas devem ser apresentadas em caixa alta. Quando utilizadas pela primeira vez no texto, devem ser precedidas pelo seu significado por extenso, com travessão, ex.: Unidade de Conservação – UC. Siglas internacionais não devem ser traduzidas. Evitar o uso de siglas no Abstract.
- **Nomenclatura Científica:** deve ser abreviada somente quando aparecer mais de uma vez no mesmo parágrafo. Seguir as regras internacionais.
- **Números:** escrever por extenso os números de um até nove, exceto quando seguidos de unidade ou indicarem numeração de tabela ou figura, ex.: três indivíduos, 6,0 m, 2,0-2,5 µm. Para os números decimais utilizar vírgula nos artigos escritos em português ou espanhol, e ponto nos artigos escritos em inglês.
- **Unidades e Medidas:** deve-se utilizar o sistema métrico e o Sistema Internacional de Unidades – SI. Separar as unidades dos valores através de um espaço, exceto para porcentagem, graus, minutos e segundos das coordenadas geográficas. Utilizar abreviaturas sempre que possível e, para as unidades compostas, usar exponenciação e não barras. Ex.: mg.dia⁻¹ em vez de mg/dia⁻¹, µmol.min⁻¹ em vez de µmol/min⁻¹.

Normas para Citação no Texto

A citação no texto deverá apresentar o formato **autor** (inicial maiúscula) + **data**.

Nas citações com dois autores os sobrenomes devem estar ligados por “e”. Ex.: Chaves e Usberti (2003) ou (Chaves e Usberti, 2003).

Nas citações com três ou mais autores, citar o primeiro autor seguido da expressão latina “et al.” sem itálico. Ex.: Gomes et al. (2008) ou (Gomes et al., 2008).

Nas citações indiretas usar a expressão latina “apud” sem itálico. Ex.: Oliveira (2002) apud Souza (2009).

Nas citações de vários artigos do mesmo autor e mesma data, indicar através de letras minúsculas a, b, c, etc. Ex.: Vrek (2005a, b) ou (Vrek, 2005a, b).

Citações de informações obtidas por meio de comunicação pessoal devem ser evitadas. Porém, se apresentadas, devem vir entre parênteses no texto, com o nome completo do autor. Ex.: (José da Silva, comunicação pessoal).

Dados não publicados devem ser apresentados sempre em nota de rodapé, acompanhados pela expressão “não publicado” entre parênteses.

Citações de dissertações, teses e publicações no prelo devem ser evitadas ao máximo, podendo ser aceitas a critério da Comissão Editorial.

Não serão aceitas citações de resumos simples e monografias ou trabalhos de conclusão de curso.

Normas para Referências Bibliográficas

Deverão ser apresentadas em ordem alfabética pelo sobrenome do autor ou do primeiro autor, sem numeração. Quando houver vários artigos do(s) mesmo(s) autor(es), obedecer a ordem cronológica de publicação. Quando houver vários artigos do(s) mesmo(s) autor(es) e mesma data, indicar através de letras minúsculas, ex.: 2005a, 2005b, etc. Para os documentos com mais de três autores, indicar o primeiro autor seguido da expressão latina “et al.” sem itálico. Os nomes dos autores devem ficar separados por ponto e vírgula e as iniciais dos prenomes não devem ter espaço.

Exemplos:

- **Livro**

CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. v. 3, 593 p.

- **Capítulo ou Parte de Livro**

HOBBS, R.J.; NORTON, D.A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V.M. et al. (Ed.). **Assembly rules and restoration ecology**. London: Island Press, 2007. p. 72-95.

- **Dissertação/Tese**

MIGLIORINI, A.J. **Variação da densidade básica da madeira de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden em função de diferentes níveis de produtividade da floresta**. 1986. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

VEDOVELLO, R. **Zoneamentos geotécnicos aplicados à gestão ambiental a partir de unidades básicas de compartimentação – UBCs**. 2000. 154 f. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro.

- **Artigo de Periódico**

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

- **Trabalho Apresentado em Evento e Publicado em Anais**

GIANSANTE, A.E. et al. Sensoriamento remoto aplicado à proteção de mananciais: o caso do sistema Cantareira. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., 1993, Natal. **Anais...** Natal: ABES, 1993. v. 2, p. 657-659.

- **Legislação**

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. **Lex**: coletânea de legislação e jurisprudência, v. 70, p. 3145-3166, 2006.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 53.494, de 2 de outubro de 2008. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas, as quase ameaçadas, as colapsadas, sobreplotadas, ameaçadas de sobreplotação e com dados insuficientes para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, v. 118, n. 187, 3 out. 2008. Seção I, p. 1-10.

- **Mapa**

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Mapa da vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 1998. Escala 1:5.000.000.

- **Documento Obtido por Via Eletrônica**

CATHARINO, E.L.M. et al. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006>>. Acesso em: 16 set. 2009.

