

ISSN Online 2178-5031

Revista do

INSTITUTO FLORESTAL

jun. 2021

n. 1

v.33

Revista do Instituto Florestal

v. 33 n. 1 p. 1 - 111 jun. 2021

GOVERNADOR DO ESTADO

João Doria

SECRETÁRIO DE INFRAESTRUTURA E DO MEIO AMBIENTE

Marcos Penido

SUBSECRETÁRIO DO MEIO AMBIENTE

Eduardo Trani

DIRETOR GERAL DO INSTITUTO FLORESTAL

Luis Alberto Bucci



ISSN Online 2178-5031

Revista do

INSTITUTO FLORESTAL

v. 33 n. 1 p. 1 - 111 jun. 2021

REVISTA DO INSTITUTO FLORESTAL

São Paulo, Instituto Florestal.

1989, 1(1-2)	2000, 12(1-2)	2011, 23(1-2)
1990, 2(1-2)	2001, 13(1-2)	2012, 24(1-2)
1991, 3(1-2)	2002, 14(1-2)	2013, 25(1-2)
1992, 4	2003, 15(1-2)	2014, 26(1-2)
1993, 5(1-2)	2004, 16(1-2)	2015, 27(1-2)
1994, 6	2005, 17(1-2)	2016, 28(1-2)
1995, 7(1-2)	2006, 18	2017, 29(1-2)
1996, 8(1-2)	2007, 19(1-2)	2018, 30(1-2)
1997, 9(1-2)	2008, 20(1-2)	2019, 31(1-2)
1998, 10(1-2)	2009, 21(1-2)	2020, 32(1-2)
1999, 11(1-2)	2010, 22(1-2)	2021, 33(1)

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

Instituto Florestal

Rua do Horto, 931

Cep: 02377-000 – São Paulo – SP

Telefone/ Fax: (11) 2231-8555 – ramal: 2043

<http://www.iflorestal.sp.gov.br>

Email: publica@if.sp.gov.br

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
FCA – UNESP – Botucatu

Gláucia Cortez Ramos de Paula
Instituto Florestal

Antonio Ludovico Beraldo
FEAGRI – UNICAMP

Humberto Gallo Júnior
Instituto Florestal

Carla Daniela Câmara
UTFPR – Medianeira

Marilda Rapp de Eston
Instituto Florestal (aposentada)

Claudio de Moura
Instituto Florestal

Paulo Eduardo Telles dos Santos
Embrapa Florestas

Daniela Fessel Bertani
Instituto Florestal

Roseli Buzanelli Torres
Instituto Agrônômico de Campinas (aposentada)

CONSELHO EDITORIAL/EDITORIAL COUNCIL

Alain Philippe Chautems – *Conservatoire et Jardin Botanique de la ville de Genève, Suíça*

Eduardo Salinas Chávez – *Universidad de la Habana, Cuba*

Fátima Conceição Márquez Piña-Rodrigues – *UFSCAR – Sorocaba*

George John Shepherd – *IB-UNICAMP*

Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo – *Instituto de Botânica*

Miguel Trefaut Urbano Rodrigues – *IB-USP*

Robin Chazdon – *The University of Connecticut, EUA*

Sueli Angelo Furlan – *FFLCH-USP*

REVISÃO GERAL

GENERAL REVIEW

Marilda Rapp de Eston

EDITORACÃO GRÁFICA

GRAPHIC EDITING

Leni Meire Pereira Ribeiro Lima

Luisa Sadeck dos Santos

DIVULGAÇÃO CIENTÍFICA

Paulo Andreeto de Muzio

CRIAÇÃO DA CAPA

COVER ART

Leni Meire Pereira Ribeiro Lima

Regiane Stella Guzzon

TRATAMENTO DE IMAGENS

IMAGE EDITING

Luisa Sadeck dos Santos

ANALISTAS/REFEREES

Alexsander Zamorano Antunes
Instituto Florestal

Juliana Muller Freire
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Cassiana Alves Ferreira
Universidade Federal de Lavras

Lenyneves Duarte Alvino de Araújo
Universidade Federal da Paraíba

Eduardo Luiz Longui
Instituto Florestal

Marcio Port Carvalho
Instituto Florestal

Eliana Ramos
Instituto Nacional da Mata Atlântica (bolsista PCI)

Marilda Rapp de Eston
Instituto Florestal (aposentada)

Elizângela Silva de Brito
Consultora ambiental

Renato Ferraz de Arruda Veiga
Instituto Agrônomo de Campinas (aposentado)

Israel Luiz de Lima
Instituto Florestal

Tiago Böer Breier
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Juarez Benigno Paes
Universidade Federal do Espírito Santo

Valesca Bononi Zipparro
*Universidade Estadual Paulista Júlio
de Mesquita Filho*

SUMÁRIO/CONTENTS

ARTIGOS CIENTÍFICOS/SCIENTIFIC ARTICLES

- Anatomical radial variation and density in wood of rubber tree [*Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Muell. Arg.] clones. Variação radial da anatomia e densidade da madeira em clones de seringueira [*Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Muell. arg.] Erick Phelipe AMORIM; Rubens Francisco Pereira de FARIA; Miguel Luiz Menezes FREITAS; Marcela Aparecida de MORAES; José CAMBUIM; Mario Luiz Teixeira de MORAES; Paulo de Souza GONÇALVES; Eduardo Luiz LONGUI 7 - 16
- Conservação *Ex Situ*: Diagnóstico do acervo do arboreto “Gustavo Edwall” e recomendações de manejo. *Ex Situ* Conservation: Diagnosis of the “Gustavo Edwall” Arboretum and management recommendations. Thainá Silva LEITE; Rejane ESTEVES; Geraldo Antônio Daher Corrêa FRANCO; Marina Mitsue KANASHIRO; João Batista BAITELLO; Osny Tadeu de AGUIAR; Natália Macedo IVANAUSKAS..... 17 - 39
- Mamíferos de médio e grande porte da Estação Ecologica Barreiro Rico, Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Medium and large-sized mammals of the Barreiro Rico Ecological Station, São Paulo State, southeastern Brazil. João Marcelo ELIAS; Carlos Eduardo BEDUSCHI; Izar AXIMOFF..... 41 - 56
- Modificações anatômicas e físicas de colmos de *Guadua* sp. submetidos a tratamentos preservativos convencionais e naturais. Anatomical and physical changes of *Guadua* sp. culms submitted to conventional and natural preservative treatments. Moisés Silveira LOBÃO; Fernanda Trislitz Perassolo GUEDES; Mariane Pita DE SÁ; Michaela Nascimento QUEIROZ; Lucas Vieira Lemos ROMEU; Neila Cristina de Lima FERNANDES; Percy Amílcar Zevallos POLLITO; Mario TOMAZELLO-FILHO..... 57 - 72
- Ecologia da germinação de uma espécie invasora em potencial: *Dodonaea viscosa* Jacq. Germination ecology of a potential invasive species: *Dodonaea viscosa* Jacq. Aparecida Juliana Martins CORRÊA; Mariane Cristina INOCENTE; Fatima Conceição Márquez PIÑA-RODRIGUES..... 73 - 87
- Reproductive phenology of peach palm (*Bactris gasipaes* Kunth, Arecaceae) growing in the State of São Paulo. Fenologia reprodutiva de pupunheiras (*Bactris gasipaes* Kunth, Arecaceae) cultivadas no Estado de São Paulo. Valéria Aparecida MODOLO; Antonio Lúcio Melo MARTINS; Angélica PRELA-PANTANO; Norma de Magalhães ERISMANN; Iago Felipe Nogueira PIRAMO; João Batista Lima SOUSA; Camila SILVERIO..... 89 - 103

NOTA CIENTÍFICA/SCIENTIFIC NOTE

- Novo registro do jabuti-piranga *Chelonoidis carbonarius* (Spix, 1824) (Testudines: Testudinidae) no Estado de São Paulo, Brasil (Nota Científica). A new red-footed tortoise *Chelonoidis carbonarius* (Spix, 1824) (Testudines: Testudinidae) record to State of São Paulo, Brazil. Alexsander Zamorano ANTUNES..... 105 - 111

ANATOMICAL RADIAL VARIATION AND DENSITY IN WOOD OF RUBBER TREE [*Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Muell. Arg.] CLONES¹

VARIAÇÃO RADIAL DA ANATOMIA E DENSIDADE DA MADEIRA EM CLONES DE SERINGUEIRA [*Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Muell. Arg.]

Erick Phelipe AMORIM^{2,8}; Rubens Francisco Pereira de FARIA³; Miguel Luiz Menezes FREITAS⁴; Marcela Aparecida de MORAES⁵; José CAMBUIM⁶; Mario Luiz Teixeira de MORAES⁶; Paulo de Souza GONÇALVES⁷; Eduardo Luiz LONGUI^{4,8}

ABSTRACT - The anatomical structure and physical properties of wood change significantly among trees of the same species and even among different parts of the same tree. However, studies that characterize radial variation of anatomical characteristics and wood density among clones are scarce, specifically for the rubber tree [*Hevea brasiliensis* (Will. ex A. Juss.) Muell.]. Thus, the objective of the research was evaluating the anatomical radial variation and density in wood of *Hevea brasiliensis* clones. For this study, 30 trees, three of each progeny from 10 clones were used. For most clones, we noticed an increase in fiber length and vessel diameter towards the bark. For vessel frequency, ray height, width and frequency, we observed a decrease towards the bark. Fiber wall thickness was the most distinctive anatomical characteristic, compared to the others, presenting a trend of thicker walls in the middle position, consequently influencing basic density clones.

Keywords: Anatomical elements; Wood anatomy; Wood quality.

RESUMO - A estrutura anatômica e as propriedades físicas da madeira variam significativamente entre árvores da mesma espécie e até mesmo entre diferentes partes da mesma árvore. Entretanto, estudos que caracterizam as características anatômicas e a variação radial da densidade da madeira entre os clones são escassos, especificamente para a seringueira [*Hevea brasiliensis* (Will. ex A. Juss.) Muell.]. Assim, o objetivo da pesquisa foi avaliar a variação anatômica radial e densidade em madeira de clones de *Hevea brasiliensis*. Para este estudo, foram utilizadas 30 árvores, três de cada progênie de 10 clones. Para a maioria dos clones, notamos um aumento no comprimento da fibra e diâmetro do vaso em direção à casca. Para maioria dos clones notou-se aumento do comprimento de fibra e diâmetro do vaso em direção a casca. Para frequência de vaso, altura, largura e frequência de raios foi notado diminuição da medula para casca. A espessura da parede da fibra foi a característica anatômica mais distinta das demais apresentando padrão tendência de maiores espessuras na região intermediária consequentemente influenciando na densidade básica dos clones.

Palavras-chave: Elementos anatômicos; Anatomia da madeira; Qualidade da madeira.

¹Recebido para análise em 25.05.2020. Aceito para publicação em 29.12.2020.

²Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis – Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos, Rod. João Leme dos Santos, 18052-780, Sorocaba, SP, Brazil.

³Bacharelado em Engenharia Florestal, Universidade Federal de São Carlos, Rod. João Leme dos Santos, SP-264, 18052-780, Sorocaba, SP, Brazil.

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

⁵Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Avenida Universitária, 3780, 18610-034, Botucatu, SP, Brazil.

⁶Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de Ilha Solteira, SP, Brazil.

⁷Instituto Agrônomo de Campinas - IAC, Av. Barão de Itapira, 1481, 13075-630, Campinas, SP, Brazil.

⁸Corresponding authors: Erick Phelipe Amorim- erick.amorim95@hotmail.com; Eduardo Luiz Longui- edulongui@gmail.com

1 INTRODUCTION

Wood anatomical characteristics provide a structural basis for other wood properties, which are often used to assess wood quality. Wood anatomy is closely related to internal and external factors that affect tree growth, such as genetic material, cambium age and silvicultural practices (Zhang et al., 2020).

Accordingly, studies confirm that vessel diameter, vessel density, fiber length, fiber diameter, and cell wall thickness, all these characteristics change in radial and longitudinal directions (Zhao, 2015). In the radial direction, xylem growth is produced by cambium and can be divided into juvenile and adult wood (Zhang et al., 2020).

Studies report that the age of transition from juvenile to adult wood varies considerably among trees of different genetic materials and can be strongly influenced by seed origin, local environmental conditions, and external genetic factors, consequently interfering with anatomical structure (Liu et al., 2020). Understanding anatomical characteristics and basic density in the radial direction is important to assess wood quality and its potential uses (Détienne and Vernay, 2011). In addition, knowledge of wood variation is necessary to improving traits of interest in the trees (Nirsatmanto et al., 2017). Finally, wood arrangement, such as vessel diameter, fiber thickness, and length, defines wood density, and these features are also functionally interrelated (Traore et al., 2018).

The rubber tree [*Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Muell. Arg (Euphorbiaceae)] occurs naturally in the Brazilian Amazon and in neighboring countries. It has been grown in tropical areas with the aim of extracting latex for rubber manufacture. Recently, clones have been developed, aiming at the production of latex and wood (Parra-Serrano et al., 2018).

Hevea brasiliensis is an important forest species because its main output is latex, enabling the fabrication of several synthetic products for industrial use. However, when rubber trees no longer reach acceptable levels of latex production, which varies between 25 and 30 years of age (Lima et al., 2020), their exploitation for latex becomes economically unfeasible.

However, the availability of rubber trees after the latex exploration cycle has driven the success of the timber industry in Malaysia and Thailand in recent

years (Ratnasingam et al., 2012). The species has established itself as one of the main woods for furniture production and internal building components in Asia (Eufrade-Junior et al., 2015). Wood can also be used in the manufacture of wood panels, particleboards, fiber cement panels, and Medium Density Fiberboards - MDF (Teoh et al., 2011).

Analyzing wood potential from 10 clones of *H. brasiliensis* for bioenergy in comparison with *Eucalyptus pellita* and *Eucalyptus tereticornis*, Menucelli et al. (2019) demonstrated the superior technological characteristics of *H. brasiliensis* clones to be used for this purpose.

Since 1995, the Brazilian State of São Paulo has established itself as the main rubber producer, representing half of the country's production (Gonçalves et al., 2001). The planted area in Brazil has been increasing significantly, from 159,500 ha to 218,307 ha in 2018 alone (Indústria Brasileira de Árvores – IBÁ, 2019).

Some studies report the anatomy, density, and other properties of rubber tree wood (Menucelli et al., 2019). However, further studies are needed to assess the industrial use of the wood, and in these cases, it is essential to know the anatomical structure from pith to bark, as well as how this potential variation influences wood mechanical resistance, drying, adhesion and workability. Thus, the objective of the research was evaluating the anatomical radial variation and density in wood of *Hevea brasiliensis* clones.

2 MATERIAL AND METHODS

2.1 Location and sampling

Wood samples (discs) of rubber tree were collected from 30 trees, three of each progeny from 10 clones (Table 1). The trial was established in the experimental area of the University of São Paulo (UNESP), municipality of Selvíria, Mato Grosso do Sul State (20°20'S, 51°24'W and 350 m of sea level). The studied clones were as follows: IAC 40, IAC 41, IAC 326, IAC 311, IAC 301, IAN 873, GT1, PB 330, Fx 2261, and RRIM 725. The soil in the experimental area was classified as Red Latosol, a clayey texture (Santos et al., 2018). The origin of the genetic material of the studied clones is reported in Table 1.

Table 1. Parental clones of the 10 clones used for the study of wood anatomy and density.

Tabela 1. Clones parentais dos 10 clones utilizados para o estudo de anatomia e densidade da madeira.

Progenies	Material genetics	Source
IAC 40 ill.	[RRIM 608 (AVROS 33 x Tjir 1) x AVROS 1279 (AVROS 256 x AVROS 374)]ill.	Brazil
IAC 41 ill.	[RRIM 608 (AVROS 33 x Tjir 1) x AVROS 1279 (AVROS 256 x AVROS 374)]ill.	Brazil
IAC 326 ill.	[RRIM 623(PB 49 x Pil B 84) x Fx 25(F 351 x AVROS 49)]ill.	Brazil
IAC 311 ill.	[AVROS 509 (Pil A 44x Lun N) x Fx 25(F 351 x AVROS 49)]ill.	Brazil
IAC 301 ill.	[RRIM 605 (Tjir 1x PB 49) x AVROS 1518 (AVROS 214 x AVROS 256) ill.	Brazil
IAN 873 ill.	PB 86 x FB 1717	Brazil
GT1 ill.	Primary clone	Indonesia
PB 330 ill.	[PB 5151 (PB 56 x PB 24) x PB 32/36(PB 49x PB 186)] ill.	Malaysia
Fx 2261 ill.	(F 1619 x AVROS 183) ill.	Brazil
RRIM 725ill.	Fx 25 (F351 x AVROS 49) ill.	Brazil

IAC = Institute Agronomic of Campinas (Brazil); IAN = Institute Agronomic of North (Brazil); GT = Gondang Tapen (Indonesia); PB = Prang Besar (Malaysia); Fx = Ford Company (Brazil); RRIM = Rubber Research Institute (Malaysia); ill = illegitimate.

IAC = Instituto Agronômico de Campinas (Brasil); IAN = Instituto Agronômico do Norte (Brasil); GT = Gondang Tapen (Indonésia); PB = Prang Besar (Malásia); Fx = Companhia Ford (Brasil); RRIM = Instituto de Pesquisa da Borracha (Malásia); ill = ilegítimo.

The discs were removed at a height of 1.30 m from the tree, and their dimensions were adjusted up to 20 cm in thickness. With a graduated ruler in mm, disc total length was

measured, and then each region was marked as pith, middle and bark (wood near the bark). Figure 1 represents tree demarcation for the study of radial variation.

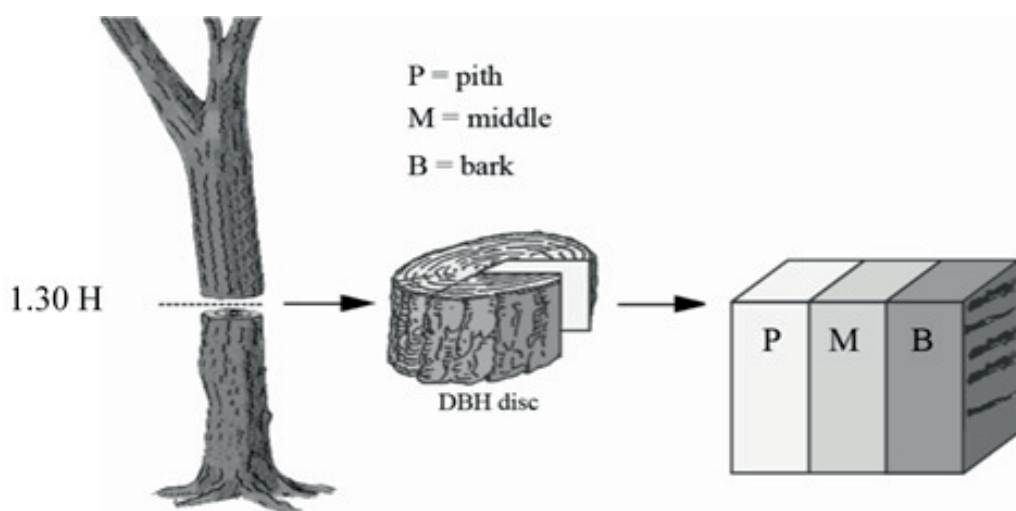


Figure 1. Schematic representation of wood sample collection.

Figura 1. Representação esquemática da coleta de amostras de madeira.

2.2 Radial variation of wood anatomy

One part of wooden discs was transformed into small samples of 1x1x1 cm and were macerated according to the methodology described by Franklin (1945). Macerated samples were stained with aqueous safranin and temporarily mounted in water and glycerin solution (1:1). Other samples (1.0 cm³) were softened in boiling water and glycerin (4:1) for 1-2 hours. From these samples, cuts 20-25 µm thick were obtained with a sliding microtome in the transverse and tangential longitudinal directions. Sections were bleached with sodium hypochlorite (60%), washed thoroughly in water, and stained with 1% safranin (Johansen, 1940). The blades were assembled according to the International Association of Wood Anatomists – IAWA Committee (IAWA, 1989).

Quantitative data were based on at least 25 measurements for each characteristic from each tree, thus fulfilling statistical requirements for the minimum number of measurements. The quantitative anatomical characters studied were Fiber Length – FL; Fiber Wall Thickness – FWT; Vessel Diameter – VD; Vessel Frequency – VF; Ray Height – RH; Ray Width – RW and Ray Frequency – RF.

2.3 Radial variation of basic density

The density of the wood was determined by the relationship between dry mass and saturated

volume. The samples (5 x 3 x 2 cm) were immersed in water and were considered saturated when they presented constant mass for 5 days. Subsequently, the specimens were dried in an oven at 103 ± 2°C to obtain the dry mass for 3 days.

The saturated volume was obtained by the hydrostatic balance method. This technique consists of weighing the saturated samples by means of scales. Wood density was calculated by determining the relationship between dry mass and saturated volume in accordance with the Brazilian standard - NBR 11941, Brazilian Association of Technical Standards - ABNT (2003).

For data statistical analysis, was performed a parametric analysis of variance (One-way Analysis of Variance). When a normal distribution of data was not observed, data were transformed (i.e., square root). In the case of a significant difference, Tukey's test was applied to identify pairwise determinants of differences. Only results with $p < 0.01$ were considered significant.

3 RESULTS

In the radial direction, different behaviors of anatomy and wood density among *Hevea brasiliensis* clones were observed. However, it was not possible to define a clear pattern of radial variation among clones, as can be seen in Table 2.

Table 2. Radial variation of wood anatomical characteristics and wood density of ten 12-year-old rubber tree clones from a trial planted in Selvíria, Brazil.

Tabela 2. Variação radial das características anatômicas e da densidade da madeira de 10 clones de seringueira, de 12 anos de idade de um ensaio implantado em Selvíria, Brasil.

Clone IAC 40 ill.								
Radial position	FL µm	FWT µm	VD µm	VF (n°mm-2)	RH µm	RW µm	RF (n°mm-1)	BD (g.cm-3)
Pith	873b	3.9a	82b	1.8a	314a	37a	6.8b	0.393b
Middle	1005a	3.0b	92a	1.4 a	306a	41a	7.8a	0.394b
Bark	1025a	3.0b	99a	1.3a	307a	40a	7.0ab	0.415a
Mean	967CD	3.3C	91DE	1.5BCD	309DE	39D	7.2BCD	0.414B
Clone IAC 41 ill.								
Pith	821b	3.6a	104b	1.6a	425a	52a	7.7b	0.425a
Middle	939 a	4.2a	118a	1.1b	326b	42b	7.1b	0.409a
Bark	981 a	3.5a	130a	1.2ab	346b	53a	8.9a	0.407a
Mean	914D	3.7a	117 A	1.37BCD	366B	49BC	7.9AB	0.413B

to be continued
continua

continuation - Table 2

continuação - Tabela 2

Clone IAC 326 ill.								
Radial position	FL µm	FWT µm	VD µm	VF (n°mm-2)	RH µm	RW µm	RF (n°mm-1)	BD (g.cm-3)
Pith	993b	3.0a	99 a	1.4a	351a	50a	6.7a	0.460ab
Middle	1111a	3.3a	134b	1.0a	372a	52a	7.0a	0.472a
Bark	1024b	3.0a	102a	1.2a	374a	49a	7.0a	0.437b
Mean	1043AB	3.1C	112AB	1.24CDE	366B	49B	6.9DE	0.456AB
Clone IAC 311 ill.								
Pith	969b	3.0b	98a	1.4a	376b	51b	7.8a	0.447b
Middle	1003ab	2.5b	104a	0.9a	456a	59a	7.7a	0.465a
Bark	1077 a	3.7a	105a	0.9a	416ab	61a	7.3a	0.443b
Mean	1017BC	3.0C	102BC	1.08A	416A	57A	7.6BC	0.451B
Clone IAC 301 ill.								
Pith	929a	3.0a	70c	1.3b	338b	35b	10.1a	0.435b
Middle	951a	2.3b	91a	1.6b	305b	38b	8.5b	0.461a
Bark	992a	2.7ab	79b	2.3a	407a	48a	6.6c	0.408b
Mean	957D	2.6D	80EF	1.77AB	350BC	40D	8.4A	0.435B
Clone IAN 873 ill.								
Pith	1179 a	4.2a	109a	2.2a	393a	52a	5.0a	0.451a
Middle	961b	3.8a	82b	2.1a	341b	44b	4.8a	0.404a
Bark	1165a	4.3a	92b	1.9a	361ab	48ab	4.6a	0.419a
Mean	1102A	4.1AB	94CD	2.13A	365B	48BC	4.8H	0.426B
Clone GT1 ill.								
Pith	844b	3.9a	64c	2.5a	302b	38b	6.4a	0.459a
Middle	915b	2.7b	81b	1.4b	320b	37b	5.3b	0.414b
Bark	1139a	3.7a	99 a	1.0b	454a	50a	6.0a	0.433a
Mean	966CD	3.4C	82DEF	1.66BC	358B	41D	5.9FGH	0.433B
Clone PB 330 ill.								
Pith	934b	3.5a	111b	1.2a	343a	44b	7.8b	0.336c
Middle	936b	3.6a	100b	1.1a	285b	43b	7.2a	0.432b
Bark	1115a	3.2a	127 a	0.8a	333a	52a	4.8a	0.447a
Mean	995BC	3.4C	113 A	1.10E	320CDE	46C	6.4EF	0.405B
Clone Fx 2261 ill.								
Pith	1024a	3.8a	85b	0.8b	335a	42a	8.1a	0.433b
Middle	1045a	3.3ab	97ab	1.2ab	361a	41a	7.2b	0.493a
Bark	1051a	3.2b	101 a	1.4a	370a	44a	6.3c	0.426b
Mean	1040AB	3.4C	95CD	1.15DE	342BCD	42D	7.2CD	0.471B

to be continued
continua

continuation - Table 2

continuação - Tabela 2

Clone RRIM 725 ill.								
Radial position	FL μm	FWT μm	VD μm	VF (n°mm-2)	RH μm	RW μm	RF (n°mm-1)	BD (g.cm-3)
Pith	925b	3.7a	97b	2.2a	336a	51a	6.5a	0.487b
Middle	874b	3.3a	83c	1.3b	265b	49a	6.3a	0.451b
Bark	1069a	3.8a	112 a	1.4b	294ab	49a	5.2b	0.531a
Mean	956CD	3.6BC	98CD	1.67BC	300E	50BC	6.0G	0.491A
General Mean	995	3.4	98	1.43	350	46	6.9	0.436

FL= Fiber Length; FWT = Fiber Wall Thickness; VD = Vessel Diameter; VF = Vessel Frequency; RH = Ray Height; RW = Ray Width; RF = Ray Frequency; BD = Basic Density and ill = illegitimate. Distinct letters in columns differ statistically ($p < 0.01$) by Tukey's test. Difference among radial positions is represented by lowercase letters, while the comparison among clones is represented by uppercase letters.

FL= Comprimento da Fibra; FWT = Espessura da Parede da Fibra; VD = Diâmetro do Vaso; VF = Frequência do Vaso; RH = Altura do Raio; RW = Largura do Raio; RF = Frequência do Raio; BD = Densidade Básica. ill = ilegítimo. Letras distintas nas colunas diferem estatisticamente ($p < 0,01$) pelo teste de Tukey. A diferença entre as posições radiais é representada por letras minúsculas, enquanto a comparação entre os clones é representada por letras maiúsculas.

Hevea brasiliensis has axial parenchyma in marginal bands forming a reticulate pattern with rays. Also in fine bands, apotracheal parenchyma diffuse-in-aggregates.

For multiseriate rays, no contrast was observed (Fig. 2A). They are thin ($< 100 \mu\text{m}$)

with low frequency of 4-12 cells. mm^{-1} . Rays are composed of two or more cell types (heterocellular) with square and upright cells in marginal rows. Storied structure is absent (Fig. 2B). Figure 2C, shows the detail of a fiber with medium wall thickness.

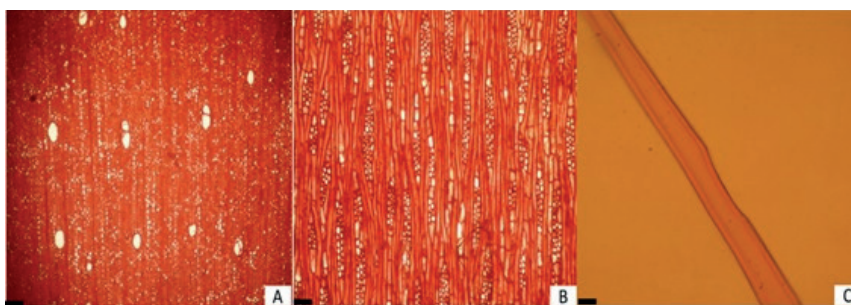


Figure 2. Wood sections of rubber tree from clone IAC 40. A: Transverse section. Scale bar = $250 \mu\text{m}$. B: Tangential section. Scale bar = $50 \mu\text{m}$. C: Detail of a fiber, which can be seen on medium-thickness walls. Scale bar = $50 \mu\text{m}$.

Figura 2. Secções da madeira de seringueira do clone IAC 40. A: Secção transversal. Barra de escala = $250 \mu\text{m}$. B: Secção tangencial. Barra de escala = $50 \mu\text{m}$. C: Detalhe de uma fibra, na qual pode ser vista paredes de espessura média. Barra de escala = $50 \mu\text{m}$.

4 DISCUSSION

An increase in fiber length was observed radially, except for clone IAC 326, in which the middle position had longer fibers and was different from the other positions. Rungwattana and Hietz (2017) mention for some species a transition from juvenile to

adult wood may be abrupt, while in others, it may be gradual, or not present a distinct pattern of anatomical characteristics, as noted for the clones in this study.

In the present study, fiber wall thickness showed different radial patterns. Progenies from clones IAC 40, IAC 41, IAC 301, PB 330, and Fx 2261 showed a decrease in the pith-bark direction.

In contrast, progenies of clones GT1, IAC 311, and RRIM 725 showed an increase. Clones IAC 326 and IAN 873 showed no differences in radial positions.

Salvo et al. (2017) observed an increase in fiber wall thickness for *Eucalyptus* species. However, they reported an increase in fiber wall thickness towards the bark in some forest species, and they also reported that such increase occurs from 8 to 15 years of age. The trees we studied are 12 years old. Thus, according to Salvo et al. (2017), these clones would be in this transition phase. So maybe we found this variation among rubber trees clones.

In 25-year-old *Hevea brasiliensis* cultivated in Malaysia, Teoh et al. (2011) reported *Hevea brasiliensis* fiber wall thickness of 5 to 7 μm . These values are higher than in this study, which ranged from 2.3 μm in the intermediate position of clone IAC 301 to 4.3 μm in the bark position of clone IAN 873.

Vessel diameter followed a typical pattern, i.e., an increase in diameter towards the bark (Longui et al., 2014). In the present study, this pattern occurred in most rubber tree clone progenies. Although the pattern is quite common, vessel diameter can change among progenies.

In a study with Malaysian clones of RRIM 2020 and RRIM 2025, at nine years of age, Naji et al. (2012) reported values from 127 to 208 μm from pith to bark. This same pattern was observed by Florsheim et al. (2009) in *Eucalyptus dunii* Miaden and in two native Brazilian species, *Luehea divaricata* Mart. & Zucc. (Longui et al., 2009) and *Cariniana legalis* Mart. Kuntze. (Lima et al., 2011). According to Norul and Hamami (2008), a decrease in vessel frequency towards to the bark is expected. However, we noted another radial variation pattern.

A decrease towards the bark was noted for the progenies of clones IAC 41, GT1, PB330 and RRIM 725. However, clones IAC 301 and Fx 2261 showed an increase in pith for the bark. The progenies of clones IAC 40, IAC 311, IAN 873, IAC 326 and RRIM 725 presented less frequency in bark position, but without statistical differences from the intermediate position.

A possible explanation for different patterns in vessel frequency may be related to the growth rate of trees based on genetic material from different origins (Downes and Drew, 2008). Based on this knowledge, it is possible to estimate variations in wood density and, consequently, in technological behavior, e.g., the drying rate of the wood (Zanuncio et al., 2016).

When we analyzed the mean values of each clone for diameter and frequency of vessels, we observed some differences, which may be linked to genetics, since they are different clones. This phenomenon could also be explained by the polar movement of Auxinic hormones (Indolacetic Acid – AIA) produced in young leaves. Since AIA flows into the wood, higher hormonal concentrations increase cell expansion, while low levels stimulate cell differentiation, allowing more time for cell development until the deposition of the secondary wall, resulting in wider vessels, and, possibly, less frequency in a specific region of the trunk (Aloni, 2007).

Radial variation of ray is less studied for commercial purposes, and the patterns are not evident compared to those of vessels and fibers. According to Florsheim et al. (2000), in a study with *E. saligna*, rays tend to become taller and wider with lower frequencies towards the bark. Melo et al. (2016) also observed a decrease in ray value in the pith-bark direction in *Corymbia citriodora*. In the present study, ray frequency increased from pith to bark in most clones, except PB 330, IAC 41, and IAC 326. The ray width also increased towards the bark.

Differences in radial patterns in height, width and frequency of rays are related to their functions. These anatomical elements are responsible for storage and lateral transport of nutritive substances, and they can be modulated by environmental conditions (Melo-Junior et al., 2016). Alternately, variation in the size of initial ray cells can change as the tree grows older. These initial cells can directly interfere with ray cell size and, consequently, with the height and width of rays (Urbinati et al., 2003). For most forest species, Bhat and Priya (2004) state that bulkier rays in lesser quantities are expected close to the bark.

In this study was observed radial variation of basic density in most clones, except for IAC 41 and IAN 873. In some progenies, we noticed a higher density in the middle position, an uncommon result for most forest species. Zaque et al. (2018) observed an increase in wood basic density from pith to the bark. The authors reported that this is the expected behavior for most species in view of the fact that layers closer to the bark have more rigid walls and, consequently, higher densities. Naji et al. (2011), analyzing the radial variation of the basic density of clones of *Hevea brasiliensis*, reported the same pattern as that observed in the present study for most clones, i.e., increasing from pith to bark.

To *Cariniana legalis*, Lima et al. (2011) reported a decrease in density from pith to bark. This indicates a different pattern in native trees or that the results we found in rubber trees may be related to the young age of trees, suggestive of a pattern that would change over time. To two species of African mahogany, França et al. (2015) stated it is expected that wood present a positive relationship between basic density and fiber length and fiber wall thickness, which was not observed for most of the clones in this study.

In progeny RRIM 725, we observed higher wood density and shorter fiber compared to other clones. However, we observed that progenies with lower wood density have higher ray frequency, which can contribute to a decrease in density since ray cells have a thinner wall compared with fibers and should, therefore, contribute less to wood mass and, consequently, density.

5 CONCLUSIONS

In general, wood of rubber tree clones was characterized radially (pith-bark), and we found increased fiber length and decreased fiber wall thickness. Most clones presented an increase in vessel diameter and a decrease in vessel frequency.

Ray dimensions and frequency showed different behaviors, however, for most clones there is an increase in height and width and decrease in frequency. It was possible to observe ray stabilization close to the bark, seemed to be a characteristic of young wood. Basic density presented different patterns among clones, with increase towards to the bark or higher density in the middle position.

6 ACKNOWLEDGEMENTS

This study was financed, in part, by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, Brazil, Finance-Code 001. The authors thank Sônia Regina Campião and Juraci Andrade Barbosa (Instituto Florestal de São Paulo - IFSP) for laboratory support. Researchers Eduardo L. Longui (Instituto Florestal de São Paulo - IFSP), Mario L.T. Moraes (Universidade Estadual Paulista - UNESP, Campus de Ilha Solteira, SP), Miguel L.M. Freitas (Instituto Florestal de São Paulo – IFSP) and Paulo S. Gonçalves (Instituto Agrônômico de Campinas – IAC) were supported by a research scholarship from the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, Brazil.

REFERENCES

ALONI, R. Phytohormonal mechanisms that control wood quality formation in young and mature trees. In: THE COMPROMISED WOOD WORKSHOP, 2007, Christchurch: The Wood Technology Research Centre - University of Canterbury, 2007. p. 1-22.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **Norma NBR 11941**: determinação da densidade básica. Rio de Janeiro, 2003. v. 1, 6 p.

BERLYN, G. P.; MIKSCH, J.P. **Botanical microtechnique and cytochemistry**. Arnes: The Iowa State University Press, 1976. v. 1, 326 p.

BHAT, K.M.; PRIYA, P.B. Influence of provenance variation on wood properties of teak from the Western Ghat region in India. **IAWA Journal**, v. 25, n. 3, p. 273-282, 2004.

DÉTIENNE, P.; VERNAY, M. Les espèces du genre *Tabebuia* susceptibles de fournir le bois d'ipé. (Species of the genus *Tabebuia* likely to provide ipe wood). **Bois et Forêts des Tropiques**, v. 307, n. 1, p. 69-77, 2011.

DOWNES, G.M.; DREW, D.M. Climate, and growth influences on wood formation and utilization. **Southern Forests**, v. 70, n. 2, p. 155-167, 2008.

EUFRATE-JUNIOR, H.J. et al. Potential of Rubberwood (*Hevea brasiliensis*) for structural use after the period of latex exploration: a case study in Brazil. **Journal of Wood Science**, v. 61, p. 384-390, 2015.

FLORSHEIM, S.M.B. et al. Variação da estrutura anatômica da madeira de *Eucalyptus saligna* aos sete anos. **Revista do Instituto Florestal**, v. 12, n. 2, p. 170-191, 2000.

_____. Variações nas dimensões dos elementos anatômicos da madeira de *Eucalyptus dunnii* aos sete anos de idade. **Revista do Instituto Florestal**, v. 21, n. 1, p. 79-91, 2009.

FRANÇA, T.S.F.A. et al. Características anatômicas e propriedades físico-mecânicas das madeiras de duas espécies de mogno africano. **Cerne**, v. 21, n. 4, p. 633-640, 2015.

FRANKLIN, G.L. Preparation of thin sections of synthetic resins and wood: resin composites and a new macerating method for wood. **Nature**, v. 155, n. 3924, p. 51-55, 1945.

GONÇALVES, P.D.S. et al. **Manual de Heveicultura para o estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 2001. v. 189, 78 p.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES – IBÁ. **Anuário estatístico da IBA**: ano base 2019, 2020. Disponível em: <<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>>. Acesso: 27 out. 2020.

INTERNATIONAL ASSOCIATION OF WOOD ANATOMIST – IAWA. List of Microscopic features for hardwood identification. **IAWA Bulletin**, v. 10, n. 3, p. 221-332, 1989.

JOHANSEN, D.A. **Plant microtechnique**. New York: McGraw-Hill Book, 1940, v. 1, 523 p.

LIMA, I.L. et al. Variação radial da densidade básicas e dimensões celulares da madeira de *Cariniana legalis* (Mart.) O.Kutze em função da procedência. **Cerne**, v. 17, n. 4, p. 517-524, 2011.

_____. Caracterização das propriedades mecânicas da madeira de clones de *Hevea brasiliensis* (Will. ex. Adri). **Scientia forestalis**, v. 48, n. 125, p. 1-12, 2020.

LIU, Y. et al. Anatomical features, and its radial variations among different *Catalpa bungee* clones. **Forests**, v. 11, n. 824, p. 1-17, 2020.

LONGUI, E.L. et al. Variação anatômica radial do lenho de açoita cavalo (*Luehea divaricata*) e sua influência na densidade aparente. **Revista do Instituto Florestal**, v. 21, n. 2, p. 181-190, 2009.

_____. Radial variation of wood anatomy and basic density of *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan. **Revista do Instituto Florestal**, v. 26, n. 2, p. 193-201, 2014.

MELO-JUNIOR, J.C.F.; SILVA, M.M.; SOFFIATTI, P. Anatomia ecológica da madeira de *Rudkea viburnoides* (Cham.) Benth. em campo cerrado e rupestre. **Balduinia**, v. 2, n. 54, p. 22-31, 2016.

MELO, L.E.L. et al. Influence of genetic material and radial position on the anatomical structure and basic density of wood from *Eucalyptus* spp. and *Corymbia citriodora*. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 111, p. 611-621, 2016.

MENUCELLI, J.R. et al. Potential of *Hevea brasiliensis* clones, *Eucalyptus pellita* and *Eucalyptus tereticornis* wood as raw materials for bioenergy based on higher heating value. **Bioenergy Research**, v. 12, n. 1, p. 1-8, 2019.

NAJI, H.R. et al. The effect of growth rate on wood density and anatomical characteristics of Rubberwood (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg.) in two different clonal trails. Journal Natural Products. **Plants Resources**, v. 1, n. 2, p. 71-80, 2011.

_____. Clonal and planting density effects on some properties of rubber wood (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg.). **BioResources**, v. 7, n. 1, p. 189-202, 2012.

NIRSATMANTO, A. et al. Wood anatomical structures of tropical acacias and its implication to tree breeding. **International Journal Forest Horticulture**, v. 3, n. 3, p. 9-16, 2017.

NORUL IZANI, M.A.; HAMAMI, M.H. Wood and cellular properties of four new *Hevea brasiliensis* species. In: FORTROP III INTERNATIONAL CONFERENCE, 1., 2008, Bangkok. **Anais...** Thailand, 2008. v. 1, p. 17-20.

PARRA-SERRANO, L.J. et al. Uso de madeira de borracha de *Hevea brasiliensis* para produção de feixe de Glulam. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 2, p. 1-7, 2018.

RATNASINGAM, J. et al. Production potential of rubberwood in Malaysia: its economic challenges. **Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca**, v. 40, n. 2, p. 317-322, 2012.

RUNGWATANNA, K.; HIETZ, P. Radial variation of wood functional traits reflect size-related adaptations of tree mechanics and hydraulics. **Funcional Ecology**, v. 32, p. 260-272, 2017.

SALVO, L. et al. Radial variation of density and anatomical features of *Eucalyptus nitens* trees. **Wood and Fiber Science**, v. 39, n. 2, p. 301-311, 2017.

SANTOS, H.D. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa - Solos, 2018. v. 1, 306 p.

TEOH, P.Y.; DON, M.M.; UJANG, S. Assessment of the properties, utilization, and preservation of rubberwood (*Hevea brasiliensis*): a case study in Malaysia. **Journal Wood Science**, v. 57, p. 255-266, 2011.

TRAORÉ, M.; KAAL, J.; CORTIZAS, A.M. Differentiation between pine woods according to species and growing location using FTIR-ATR. **Wood Science and Technology**, v. 52, p. 487-504, 2018.

URBINATI, C.V. et al. Variação estrutural quantitativa no lenho de *Terminalia ivorensis* A. Chev. Combretaceae. **Acta Botânica Brasileira**, v. 17, n. 3, p. 421-437, 2003.

ZANUNCIO, A.J.V. et al. Relationship between the anatomy and drying in *Eucalyptus grandis* X *Eucalyptus urophylla* wood. **Revista Árvore**, v. 40, n. 4, p. 723-729, 2016.

ZAQUE, L.A.M. et al. Variação radial e longitudinal da massa específica básica da madeira de *Araucaria angustifolia* com diferentes idades. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 38, n. 1 p. 1-5, 2018.

ZHANG, S. et al. Wood anatomy of boreal species in a warming world: A review. **iForest**, v. 13, n. 2, p. 130-138, 2020.

ZHAO, X. Effects of cambial age and flow path-length on vessel characteristics in birch. **Journal Forest Research**, v. 20, n. 1, p. 175-185, 2015.

CONSERVAÇÃO *EX SITU*: DIAGNÓSTICO DO ACERVO DO ARBORETO “GUSTAVO EDWALL” E RECOMENDAÇÕES DE MANEJO¹

EX SITU CONSERVATION: DIAGNOSIS OF THE “GUSTAVO EDWALL” ARBORETUM AND MANAGEMENT RECOMMENDATIONS

Thainá Silva LEITE^{2,4}; Rejane ESTEVES³; Geraldo Antônio Daher Corrêa FRANCO³; Marina Mitsue KANASHIRO³;
João Batista BAITELLO³; Osny Tadeu de AGUIAR³; Natália Macedo IVANAUSKAS³

RESUMO - Dentre os bancos de germoplasma, as coleções vivas são de suma importância, pois conservam em condições *ex situ* material genético de espécies arbóreas de diferentes origens. Foi realizado o inventário florístico e descrita a estrutura da comunidade arbórea presente no Arboreto “Gustavo Edwall”, implantado em 1914 no Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP, na administração de Edmundo Navarro de Andrade. O objetivo desse estudo foi detectar se ainda há espécies remanescentes do plantio original e se houve enriquecimento de espécies provenientes de propágulos das florestas naturais do entorno. Em 19.000 m² de área ocupada pelo arboreto, foram amostradas todas as árvores e palmeiras com PAP $\geq$ 15 cm. As espécies identificadas foram classificadas em nativas ou exóticas e, dentre essas, em transientes, potencialmente invasoras não dominantes e dominantes. Em 2018, foram inventariados 829 indivíduos, pertencentes a 111 espécies (50% exóticas), 89 gêneros e 38 famílias. O arboreto abriga 32 espécies do plantio original, mas 78 novas espécies foram registradas e uma está indeterminada. Portanto, a maior parte da comunidade resulta da regeneração natural e/ou do cultivo posterior, cujos dados de passaporte não foram encontrados. Merece atenção o registro de 22 espécies exóticas invasoras, as quais somam 27% da densidade e 26% da área basal. Ainda que quase a metade das espécies seja nativa, é preocupante o número de invasoras regenerando no local. Recomenda-se o controle mecânico das invasoras e a reintrodução das espécies nativas do plantio original, a fim de preservar o seu valor histórico, científico e paisagístico.

Palavras-chave: Bancos de germoplasma; Coleção botânica; Inventário florístico; Fitossociologia; Manejo.

ABSTRACT - The arboretum living collections are of great importance among germplasm banks because it preserves genetic material from tree species of different origins in *ex situ* conditions. The “Gustavo Edwall” Arboretum was implanted in 1914 in the Alberto Löfgren State Park, São Paulo – SP, by Edmundo Navarro de Andrade. The purpose of this study was to document the flora and structure of the arboretum tree community to detect whether the original planting species remaining and if there had enrichment of species from propagules of the natural forests in the surrounding area. In 19,000 m² of occupied area by the arboretum, trees and palms with PBH $\geq$ 15 cm were recorded. The species were classified as native or alien species, and for the last one, among transient alien, potential invader, non-dominant or dominant invader. A total of 829 individuals were recorded in 2018, belonging to 111 species (50% exotic), 89 genres and 38 families. The arboretum houses 32 species from the original planting, but 78 new species were registered, and one is indeterminate. Most of the community results from natural regeneration and/or undocumented further cultivation. The registration of 22 invasive species, which accounts for 27% of the density and 26% of the basal area, deserves attention. Even if almost half of the species are native, the number of invaders regenerating in the area is worrying. The mechanical control of the aliens and bringing back native species of the original planting are recommended, in order to preserve its historical, scientific and landscape value.

Keywords: Germplasm banks; Botanical collection; Floristic inventory; Phytosociology; Management.

¹ Recebido para análise em 08.07.2020. Aceito para publicação em 01.03.2021.

² Licenciatura em Ciências Biológicas, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo, Campus São Paulo, Departamento de Ciências e Matemática, Rua Pedro Vicente, 625, 01109-010, São Paulo, SP, Brasil.

³ Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, SP, Brasil.

⁴ Autor para correspondência: Thainá Silva Leite – slthaina@outlook.com

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas naturais são diretamente afetados pelas ações antrópicas, como as crescentes mudanças climáticas, o uso indevido da terra, a fragmentação de habitat e a eliminação de grandes trechos nativos, o que dificulta a dispersão de espécies, que podem se tornar extintas ou muito raras (IPCC, 2001). Em função disso, a conservação da biodiversidade torna-se um desafio abordado mundialmente de duas maneiras complementares: pela conservação *in situ*, que mantém as espécies no ambiente natural, e pela conservação *ex situ*, na qual as espécies são amplamente manejadas fora do seu ambiente natural (Walter e Cavalcanti, 2005).

As coletas de germoplasma são atividades associadas à obtenção de unidades físicas vivas, que contenham material genético de um organismo ou amostra de uma população com capacidade de reprodução e, em geral, podem ser utilizadas como forma de conservar parte da biodiversidade (Walter e Cavalcanti, 2005). Dentre os bancos de germoplasma, as coleções vivas são de suma importância, pois conservam em condições *ex situ* material genético de espécies arbóreas de diferentes origens e procedências, que inclusive podem estar extintas no seu local de origem.

Desde 1896, ainda como Horto Botânico, o atual Parque Estadual Alberto Löfgren - PEAL mantém áreas para experimentos florestais, com plantios de apenas uma espécie até talhões com plantios mistos (Arzolla et al., 2012). Estes locais são denominados arboretos, cuja coleção botânica, organizada em campo (*in vivo*), pode estar documentada e disponível ao público usuário, de modo que as informações sejam utilizadas com a finalidade de educação e pesquisa. Grande parcela dessas coleções ainda está presente, mas exibe diferentes níveis de alteração em relação aos plantios originais, pois práticas de manutenção não são executadas desde 1957 (Arzolla et al., 2012). Estudos sobre a regeneração de plantas nativas em áreas cultivadas com espécies exóticas e/ou nativas evidenciam que essas plantações podem abrigar parcela significativa da biodiversidade regional (Viani et al., 2010).

A primeira coleção viva do PEAL foi implantada em 1914, na administração de Edmundo Navarro de Andrade, primeiro diretor do recém-criado Serviço Florestal, tendo recebido a denominação de Arboreto “Gustavo Edwall” em homenagem ao segundo diretor do então Horto Botânico. Durante a sua gestão, no período de 1909 até 1911, Gustavo Edwall dedicou-se ao estudo de plantas cultivadas nativas e

exóticas (Berzaghi et al., 1973). Localizado próximo ao Palácio de Verão, o arboreto abriga atualmente dezenas de espécies nativas e exóticas.

Nesse contexto, foi realizado o inventário florístico e descrita a estrutura da comunidade arbórea presente no Arboreto “Gustavo Edwall”, a fim de detectar se ainda há espécies remanescentes do plantio original e se houve enriquecimento de espécies provenientes de propágulos das florestas naturais do entorno ou de cultivo posterior. A disponibilização dessas informações tem por finalidade subsidiar a tomada de decisão com relação às ações de manejo desta coleção *ex situ*, além de permitir o uso dos dados para atividades educacionais formais e não formais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O Parque Estadual Alberto Löfgren - PEAL localiza-se na zona norte da cidade de São Paulo, no distrito do Mandaqui, e possui aproximadamente 187 hectares.

A Floresta Ombrófila Densa Montana é a principal formação natural do PEAL, mas existem grandes porções de áreas antropizadas, onde se localizam os arboretos. Para a implantação dessas coleções vivas, o parque foi subdividido em glebas e estas em parcelas, de forma que os conjuntos destas passaram a ser qualificados com um nome próprio (Arzolla et al., 2012).

O Arboreto “Gustavo Edwall” foi implantado em 1914, com coordenadas de referência 23°27’6” S e 46°38’6” W e altitude 780 m (Figura 1). Apresenta plantios de diferentes espécies, incluindo nativas e exóticas, distribuídas em dez canteiros no entorno do Palácio de Verão.

A delimitação atual dos canteiros do arboreto foi baseada no croqui original disponível para o “Horto Florestal” (datado de 27 de setembro de 1951, escala 1: 2.500), e na ortofoto digital do local (EMPLASA, 2010/2011), com pontos de referência georreferenciados em campo no sistema de coordenadas UTM e datum SIRGAS 2000. Para o mapeamento foi utilizado o software ArcGis 10.5.

Em cada canteiro foram registrados todos os indivíduos lenhosos com Perímetro à Altura do Peito - PAP maior ou igual a 15 cm, exceto para os indivíduos que perfilharam acima do solo e abaixo da altura do peito (1,30 m). Para estes, o indivíduo foi incluído quando pelo menos uma das ramificações obedeceu ao critério de inclusão, sendo então anotado o PAP de todas as ramificações para o cálculo da área basal.

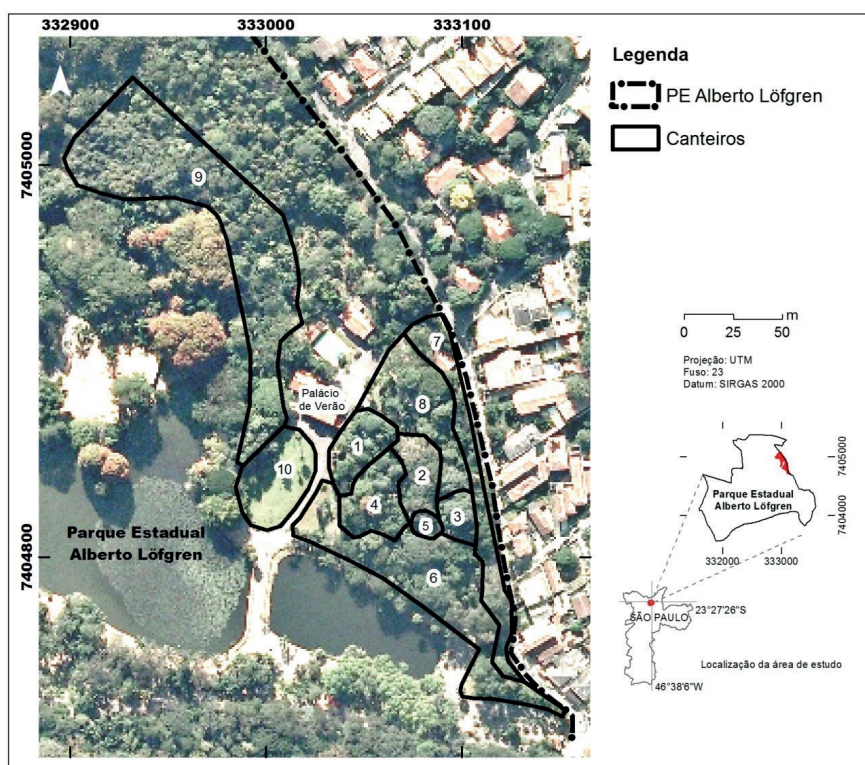


Figura 1. Localização dos dez canteiros do Arboreto “Gustavo Edwall”, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. Autora: KANASHIRO, M.M. (2019).

Figure 1. Ten sites of “Gustavo Edwall” Arboretum, Alberto Löfgren State Park, São Paulo – SP. Author: KANASHIRO, M.M. (2019).

Cada indivíduo amostrado recebeu uma plaqueta metálica com número de identificação, fixada no tronco ou estipe com prego de alumínio. De cada exemplar foram medidos os valores de PAP e a altura total (estimada visualmente pela distância do ápice da copa ao solo, numa linha perpendicular a este). Nos casos em que a identificação da espécie não foi possível em campo, coletou-se material botânico, sendo este etiquetado com o número da plaqueta, transportado para o laboratório e herborizado seguindo as recomendações de Fidalgo e Bononi (1984) e Peixoto e Maia (2013). As amostras botânicas coletadas foram identificadas por meio de comparações com o acervo do Herbário SPSF e/ou confirmadas por especialistas. As amostras foram descartadas após a checagem, pois já dispunham de exsicatas no Herbário SPSF.

As famílias foram classificadas de acordo com APG IV (2016). A checagem de sinonímia e a confirmação dos nomes científicos e dos autores foram realizadas por meio de ferramentas das

bases de dados Flora do Brasil 2020 (2018) e The Plant List (2018). As informações do número do canteiro, número da plaqueta, perímetro, altura, família e espécie de cada exemplar registrado no arboreto foram organizados numa planilha, a qual foi disponibilizada *online* (Leite et al., 2021), a fim de que essas informações possam ser úteis a outros projetos. Nessa base de dados, foi incluída a informação sobre a origem da espécie (se nativa ou exótica) e, quando pertinente, a informação sobre o risco de extinção ou potencial de invasão de ecossistemas naturais.

As espécies foram classificadas de acordo com o risco de extinção em categorias que se baseiam nos parâmetros gerais da União Internacional para a Conservação da Natureza – IUCN (Martinelli e Moraes, 2013). As listas consultadas foram: Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção Globalmente (IUCN, 2019), Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (Brasil, 2014) e Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo (São Paulo, 2016).

Definiu-se espécie nativa aquela que, por capacidade própria de dispersão, está distribuída naturalmente numa determinada área ou ecossistema, sem a interferência humana (Moro et al., 2012). Dessa forma, as espécies registradas no arboreto, citadas na listagem das espermatófitas do Estado de São Paulo (Wanderley et al., 2011), foram classificadas preliminarmente como nativas.

Assumiu-se como espécie exótica aquela que foi, evidentemente, introduzida fora de sua área original por meio de ação humana (Lockwood et al., 2013). Assim, foram consideradas não nativas as espécies oriundas de outros países ou sem ocorrência na Floresta Ombrófila Densa da Serra da Cantareira do Estado de São Paulo (Baitello et al., 1993; Arzolla, 2002; Arzolla, 2011; Souza et al., 2016; Miyamura et al., 2019). Dentre as exóticas, destacam-se as invasoras, espécies não naturais introduzidas num ecossistema, de forma que se dispersam, alteram o funcionamento natural e ocupam o lugar de espécies nativas (Ziller, 2001). Para esta classificação, utilizou-se a base de dados integrada ao grupo temático sobre espécies exóticas invasoras (I3N) da Rede Interamericana de Informação sobre Biodiversidade (IABIN), gerenciado no Brasil pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (2018). Aquelas consideradas invasoras em outros países tropicais foram classificadas como sendo potencialmente invasoras no PEAL, de acordo com os atributos disponibilizados pelas bases de dados Invasive Species Compendium (CABI, 2019) e The Global Register of Introduced and Invasive Species (GRIIS, 2019). Além disso, seguindo Durigan et al. (2013), as invasoras foram agrupadas em dominantes e não dominantes. Já as transientes se reproduzem temporariamente ao serem introduzidas num determinado ambiente, mas não são capazes de deixar descendentes persistentes após longo período.

Quanto ao meio de introdução dos acessos, atribuíram-se cinco categorias: CA – Cultivada no plantio original em 1914, mas não encontrada no censo mais recente; CR – Cultivada no plantio original, cuja matriz do plantio e/ou regenerantes permanece no arboreto; NC – Ausente no plantio original e remanescente/regenerante, portanto cultivada em data posterior não registrada; NR – Ausente no plantio original e que se estabeleceu no arboreto por dispersão natural, dado que é nativa de ecossistemas naturais do

entorno; e NCR – Ausente no plantio original e que se estabeleceu no arboreto por cultivo posterior ou por dispersão natural, em razão de apresentar potencial ou ser considerada invasora. Os dados do plantio original foram extraídos de relatório interno (manuscrito em bico de pena) do Serviço Florestal, o qual estava sob a guarda de Dom Bento Pickel no Mosteiro de São Bento, e que foi devolvido ao Instituto Florestal após a sua aposentadoria (J. B. Baitello, informação pessoal). Tendo em vista que o PEAL é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral (Brasil, 2000), as espécies registradas na primeira listagem e na atual receberam indicações de manejo, de acordo com as quatro classificações supracitadas: risco de extinção, origem (nativa ou exótica), risco de invasão a ecossistemas naturais e meio de introdução no arboreto.

Os parâmetros fitossociológicos foram estimados com a finalidade de avaliar o eventual impacto do manejo sobre a comunidade atual do arboreto, em termos de diversidade de espécies, densidade de indivíduos e área basal total. A área amostral foi calculada somando-se a área de todos os canteiros, os quais apresentam área e formato distintos (Figura 1). Deste modo, realizou-se um censo dos indivíduos que obedeciam ao critério de inclusão na área total do arboreto. Desprezou-se o valor de frequência, pois não foi possível a subdivisão da área em unidades de mesmo tamanho, e as variáveis de densidade e dominância foram calculadas e somadas para compor o valor de cobertura por espécie (Freitas e Magalhães, 2012). Como medida de diversidade, utilizou-se o índice de Shannon (Hosokawa et al., 1998), calculado com base no logaritmo natural, e a equabilidade de Pielou (Pielou, 1966). Todos os cálculos foram realizados por meio do uso de programas do pacote FITOPAC 2 (Shepherd, 2010).

3 RESULTADOS

Em uma área de 19.000 m² foram inventariados 829 indivíduos vivos, com densidade total de 44 ind.ha⁻¹ e área basal de 47 m².ha⁻¹. O índice de diversidade de Shannon foi de 3,66 e a equabilidade 0,78. Espécies registradas com apenas um representante somaram 5% (44 espécies) do total de indivíduos (Tabela 1).

Os indivíduos registrados no censo de 2018 estão distribuídos em 111 espécies (uma indeterminada), pertencentes a 89 gêneros e 38 famílias. A maior parte das famílias (74%) foi representada por apenas uma

ou duas espécies. Dentre as de maior riqueza, destaque para Fabaceae, com predomínio das espécies nativas, ao contrário de Myrtaceae e Arecaceae, nas quais se destacaram exóticas (Figura 2).

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos das espécies de árvores e palmeiras amostradas no Arboreto “Gustavo Edwall”, no Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. As espécies estão em ordem decrescente de valor de cobertura. NI – Número de Indivíduos, DR – Densidade Relativa (%), DoR – Dominância Relativa (%), VC – Valor de Cobertura. ExT – Exótica transiente, ExPi – Exótica com potencial invasor, ExI – Exótica invasora. +Remanescente do plantio original (1914), *Exótica transiente e não cultivada no plantio original, ▲Remanescente do plantio original com exemplar único.

Table 1. Phytosociological parameters of tree and palms species recorded in “Gustavo Edwall” Arboretum, Alberto Löfgren State Park, São Paulo – SP. The species are in descending order by coverage value index. NI – Individuals Number, DR – Relative Density (%), DoR – Relative Dominance (%), VC – Coverage Value. ExT – Transient alien species, ExPi – Potential invader, ExI – Invader. +Remaining from original planting (1914), *Transient alien and not cultivated in the original planting, ▲Remaining from original planting with single specimen.

ESPÉCIES	NI	DR	DoR	VC
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	89	10,74	8,49	19,23
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> ^{ExI}	81	9,77	6,54	16,31
<i>Euterpe edulis</i> ⁺	98	11,82	2,66	14,48
<i>Pittosporum undulatum</i> ^{ExI+}	48	5,79	4,18	9,97
<i>Ceiba speciosa</i>	26	3,14	6,76	9,9
<i>Cupressus lusitanica</i> ^{ExPi+}	32	3,86	5,15	9,01
<i>Centrolobium tomentosum</i> ⁺	23	2,77	5,20	7,97
<i>Livistona chinensis</i> ^{ExI+}	26	3,14	4,10	7,24
<i>Sterculia apetala</i> ^{ExT*}	3	0,36	6,35	6,71
<i>Dendropanax cuneatus</i>	35	4,22	1,25	5,47
<i>Hymenaea courbaril</i> ⁺	8	0,97	3,79	4,76
<i>Artocarpus heterophyllus</i> ^{ExI+}	3	0,36	3,86	4,22
<i>Poincianella pluviosa</i> ^{ExI}	18	2,17	1,37	3,54
<i>Guarea macrophylla</i> var. <i>tuberculata</i>	19	2,29	0,71	3,01
<i>Eugenia uniflora</i> ^{ExT+}	20	2,41	0,56	2,97
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i> ^{ExT*}	19	2,29	0,56	2,85
<i>Eugenia brasiliensis</i> ^{ExT+}	15	1,81	1,01	2,82
<i>Bactris gasipaes</i> ^{ExT*}	19	2,29	0,49	2,78
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> ^{ExT+}	7	0,84	1,92	2,76
<i>Ocotea odorifera</i> ⁺	7	0,84	1,90	2,75
<i>Pinus elliottii</i> ^{ExI}	9	1,09	1,52	2,61
<i>Dyopsis lutescens</i> ^{ExPi+}	9	1,09	1,23	2,31
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> ⁺	15	1,81	0,29	2,10
<i>Ficus luschnathiana</i>	6	0,72	1,37	2,09
<i>Taxodium distichum</i> ^{ExT*}	2	0,24	1,78	2,02

continua
to be continued

continuação - Tabela 1
 continuation - Table 1

ESPÉCIES	NI	DR	DoR	VC
<i>Phoenix canariensis</i> ^{ExpPi}	4	0,48	1,49	1,97
<i>Inga vera</i> ⁺	5	0,6	1,35	1,95
<i>Fraxinus americana</i> ^{ExpPi}	2	0,24	1,56	1,81
<i>Dalbergia nigra</i> ^{ExI+}	3	0,36	1,29	1,65
<i>Jacaranda mimosifolia</i> ^{ExpPi}	6	0,72	0,87	1,59
<i>Myrcia splendens</i>	11	1,33	0,19	1,52
<i>Pleroma granulorum</i> ^{ExT+}	5	0,60	0,87	1,48
<i>Tibouchina papyrus</i> ^{ExT*}	1	0,12	1,35	1,47
<i>Gallesia integrifolia</i>	1	0,12	1,34	1,46
<i>Nectandra barbellata</i>	7	0,84	0,56	1,41
<i>Eriobotrya japonica</i> ^{ExI}	9	1,09	0,31	1,40
<i>Micropholis crassipedicellata</i>	1	0,12	1,26	1,38
<i>Ocotea puberula</i>	6	0,72	0,55	1,27
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	2	0,24	0,94	1,18
<i>Senna spectabilis</i>	1	0,12	1,05	1,17
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	4	0,48	0,63	1,11
<i>Allophylus edulis</i>	7	0,84	0,18	1,02
<i>Myrocarpus frondosus</i>	3	0,36	0,57	0,93
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	6	0,72	0,17	0,89
<i>Bauhinia forficata</i>	3	0,36	0,42	0,78
<i>Spathodea campanulata</i> ^{ExI}	2	0,24	0,53	0,77
<i>Casearia sylvestris</i>	5	0,60	0,14	0,74
<i>Handroanthus impetiginosus</i> ^{ExT*}	2	0,24	0,49	0,73
<i>Syzygium jambos</i> ^{ExI}	2	0,24	0,48	0,73
<i>Andira anthelmia</i> ^{ExT+}	3	0,36	0,37	0,73
<i>Alchornea triplinervia</i>	1	0,12	0,59	0,71
<i>Joannesia princeps</i> ^{ExI}	2	0,24	0,45	0,69
<i>Magnolia champaca</i> ^{ExI+}	3	0,36	0,33	0,69
<i>Erythrina verna</i> ^{ExT*}	3	0,36	0,30	0,66
<i>Cryptomeria japonica</i> ^{ExpPi+▲}	1	0,12	0,53	0,65
<i>Prunus myrtifolia</i>	3	0,36	0,21	0,58
<i>Genipa americana</i> ^{ExT*}	2	0,24	0,31	0,55
<i>Machaerium hirtum</i>	3	0,36	0,18	0,55
<i>Phytolacca dioica</i> ⁺	2	0,24	0,30	0,54
<i>Cassia ferruginea</i>	3	0,36	0,15	0,51
<i>Geissospermum laeve</i> ^{ExT*}	1	0,12	0,38	0,50
<i>Hevea brasiliensis</i> ^{ExT*}	1	0,12	0,33	0,45

continua
 to be continued

continuação - Tabela 1
continuation - Table 1

ESPÉCIES	NI	DR	DoR	VC
<i>Cupania oblongifolia</i>	3	0,36	0,08	0,44
<i>Senna macranthera</i>	3	0,36	0,07	0,43
<i>Ficus benjamina</i> ^{ExT*}	2	0,24	0,17	0,41
<i>Psidium guajava</i> ^{ExI}	3	0,36	0,05	0,41
<i>Copaifera langsdorffii</i> ^{ExT*}	1	0,12	0,28	0,40
<i>Tabernaemontana laeta</i>	3	0,36	0,04	0,4
<i>Rudgea sessilis</i>	1	0,12	0,25	0,37
<i>Paulownia tomentosa</i> ^{ExPi}	1	0,12	0,23	0,35
<i>Psidium cattleianum</i>	1	0,12	0,23	0,35
<i>Myrsine coriacea</i>	2	0,24	0,11	0,35
<i>Persea americana</i> ^{ExI+}	2	0,24	0,10	0,34
<i>Schizolobium parahyba</i> ⁺	2	0,24	0,10	0,34
<i>Araucaria bidwillii</i> ^{ExT+▲}	1	0,12	0,20	0,32
<i>Mangifera indica</i> ^{ExI}	1	0,12	0,19	0,31
<i>Citrus x limon</i> ^{ExI}	2	0,24	0,05	0,29
<i>Handroanthus albus</i>	2	0,24	0,04	0,29
<i>Caryota urens</i> ^{ExI+▲}	1	0,12	0,16	0,28
<i>Syzygium cumini</i> ^{ExI}	1	0,12	0,16	0,28
<i>Bougainvillea spectabilis</i> ^{ExT+}	2	0,24	0,04	0,28
<i>Morus nigra</i> ^{ExI}	2	0,24	0,03	0,27
<i>Solanum mauritianum</i>	2	0,24	0,02	0,26
<i>Hovenia dulcis</i> ^{ExI}	1	0,12	0,13	0,25
<i>Dahlstedtia floribunda</i>	1	0,12	0,13	0,25
<i>Phoenix reclinata</i> ^{ExPi}	1	0,12	0,13	0,25
<i>Cedrela fissilis</i> [▲]	1	0,12	0,11	0,23
<i>Eugenia involucrata</i>	1	0,12	0,11	0,23
<i>Holocalyx balansae</i> ^{ExI+▲}	1	0,12	0,11	0,23
<i>Podocarpus sellowii</i>	1	0,12	0,11	0,23
<i>Myrcia tomentosa</i>	1	0,12	0,09	0,22
Fabaceae 1	1	0,12	0,07	0,19
<i>Agathis australis</i> ^{ExT+▲}	1	0,12	0,06	0,18
<i>Cecropia glaziovii</i>	1	0,12	0,05	0,17
<i>Dalbergia brasiliensis</i>	1	0,12	0,05	0,17
<i>Grevillea banksii</i> ^{ExI}	1	0,12	0,04	0,16
<i>Dalbergia frutescens</i> [▲]	1	0,12	0,03	0,15
<i>Machaerium villosum</i>	1	0,12	0,03	0,15
<i>Eugenia pyriformis</i> ^{ExT*}	1	0,12	0,02	0,14

continua
to be continued

continuação - Tabela 1
continuation - Table 1

ESPÉCIES	NI	DR	DoR	VC
<i>Pera glabrata</i>	1	0,12	0,02	0,14
<i>Pleroma mutabile</i>	1	0,12	0,02	0,14
<i>Pterygota brasiliensis</i> ^{ExT+▲}	1	0,12	0,02	0,14
<i>Alchornea sidifolia</i> ^{+▲}	1	0,12	0,01	0,13
<i>Codiaeum variegatum</i> ^{ExPi}	1	0,12	0,01	0,13
<i>Cordia trichotoma</i> ^{+▲}	1	0,12	0,01	0,13
<i>Cordyline fruticosa</i> ^{ExPi}	1	0,12	0,01	0,13
<i>Malpighia emarginata</i> ^{ExT*}	1	0,12	0,01	0,13
<i>Myrciaria floribunda</i>	1	0,12	0,01	0,13
<i>Podocarpus lambertii</i> ^{ExT+▲}	1	0,12	0,01	0,13
<i>Solanum bullatum</i>	1	0,12	0,01	0,13
<i>Machaerium stipitatum</i>	1	0,12	0,00	0,12

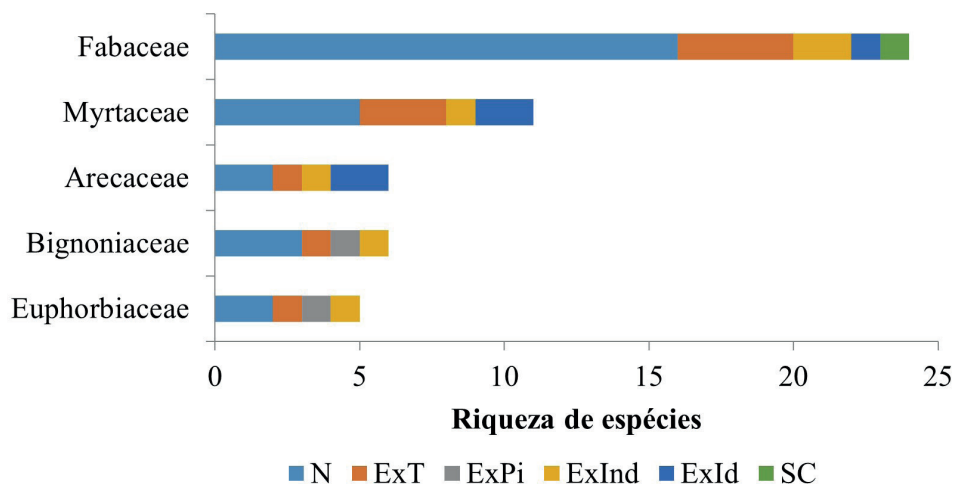


Figura 2. Famílias de maior riqueza no censo de 2018 no Arboreto “Gustavo Edwall”, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. N – Nativa, ExT – Exótica transiente, ExPi – Exótica com potencial invasor, ExInd – Exótica invasora não dominante, ExId – Exótica invasora dominante, SC – Não classificada.

Figure 2. Families with the highest species richness values in 2018 census of the “Gustavo Edwall” Arboretum, Alberto Löfgren State Park, São Paulo – SP. N – Native Species, ExT - Transient alien, ExPi – Potential invader, ExInd – Non-dominant invader, ExId – Dominant invader, SC – Unclassified.

O arboreto abriga somente 32 das 83 espécies catalogadas no plantio original com binômio completo, das quais dez são exóticas transientes (ExT), três exóticas potencialmente invasoras (ExPi) e sete invasoras de ecossistemas naturais (ExId e ExInd) (Tabela 2, Figuras 3 e 4). Os indivíduos cultivados no plantio original e

não encontrados, portanto, extintos localmente (Categoria CA), representavam nove espécies Nativas (N), 27 exóticas transientes (ExT) e duas indeterminadas (SC), com o destaque para o desaparecimento de 10 exóticas com potencial invasor (ExPi) e cinco invasoras (ExId e ExInd) (Tabela 2, Figura 4).

Apesar da morte de plantas de 51 espécies cultivadas em 1914 (desconsideradas *Ficus* sp. e *Eugenia* sp., indeterminadas), a coleção foi enriquecida com 78 novas espécies (desconsiderada Fabaceae 1, indeterminada), portanto a riqueza atual é superior à do plantio inicial (Figura 3). A maior parte dessas espécies é proveniente da regeneração natural de propágulos das áreas de entorno, embora existam evidências de introdução de espécies por meio de cultivo (Figura 4). Dentre as espécies registradas após 1914, isto é, as 78 novas espécies registradas neste censo, 42 são nativas e 36 exóticas, sendo 15 exóticas invasoras de ecossistemas naturais (Tabela 2).

As plantas introduzidas por cultivo posterior a 1914 (NC) compreendem 14 exóticas transientes, (Tabela 2, Figura 4). O cultivo posterior é o único meio pelo qual essas espécies podem ter sido introduzidas no arboreto, pois como transientes não chegaram ao local por dispersão de áreas do entorno. Já as provenientes de regeneração natural (NR) incluem 42 espécies nativas, enquanto aquelas sem o histórico de introdução definido (i.e., podem ter sido cultivadas ou se estabelecido por dispersão – NCR) compreendem 22 exóticas, das quais sete invasoras dominantes (ExId), oito invasoras não dominantes (ExInd) e sete com potencial de invasão de áreas naturais (ExPi).

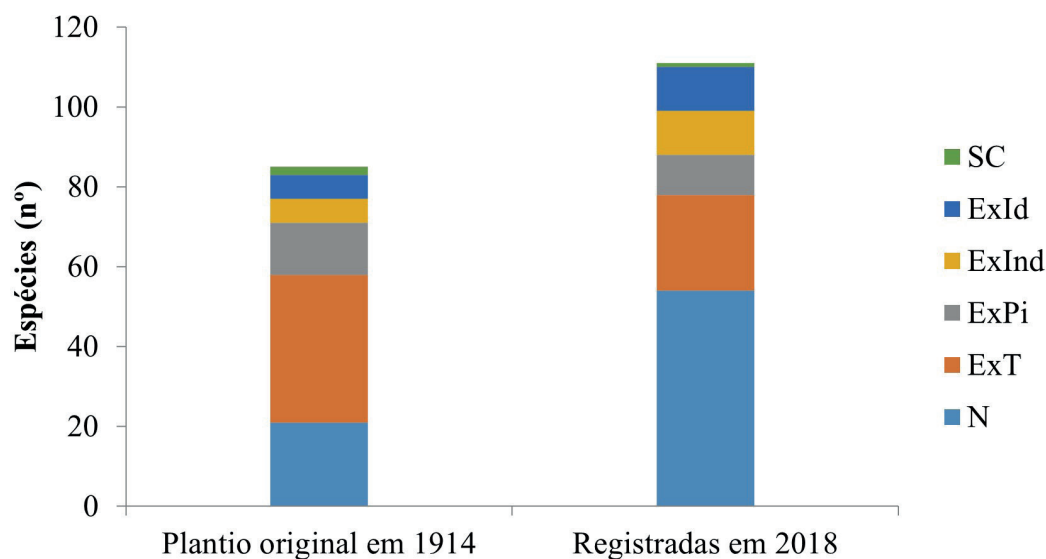


Figura 3. Proporção e origem das espécies cultivadas em 1914 e registradas em 2018 no Arboreto “Gustavo Edwall”, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. N – Nativa, ExT – Exótica transiente, ExPi – Exótica com potencial invasor, ExInd – Exótica invasora não dominante, ExId – Exótica invasora dominante, SC – Não classificada.

Figure 3. Proportion and origin of cultivated species in 1914 and registered in 2018 in “Gustavo Edwall” Arboretum, Alberto Löfgren State Park, São Paulo – SP. N – Native species, ExT – Transient alien, ExPi – Potential invader, ExInd – Non-dominant invader, ExId – Dominant invader, SC – Unclassified.

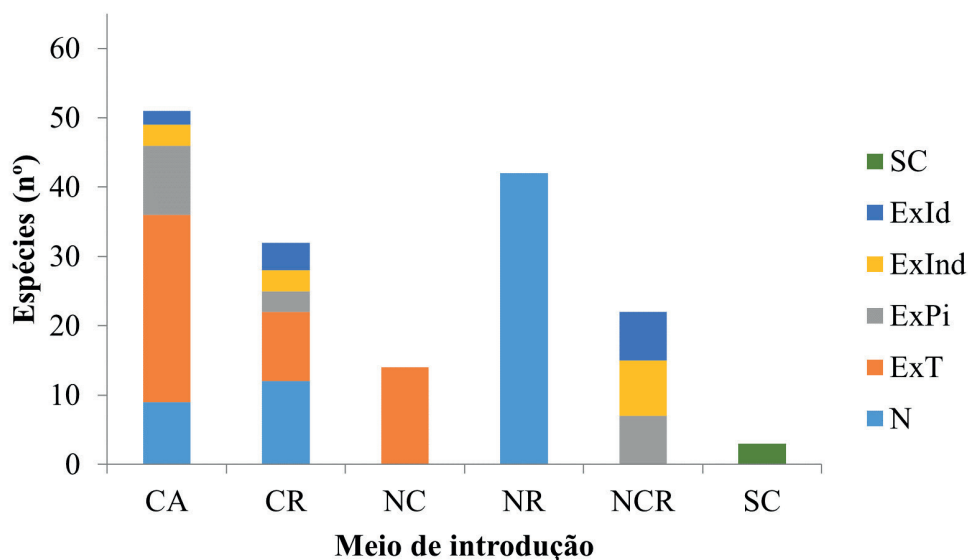


Figura 4. Meio de introdução das espécies presentes no Arboreto “Gustavo Edwall”, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. CA – Cultivada em 1914 e não encontrada, CR – Cultivada em 1914 e remanescente/regenerante, NC – Não cultivada em 1914 e introduzida por cultivo posterior, NR – Não cultivada em 1914 e introduzida por regeneração natural, NCR – Não cultivada em 1914 e introduzida por cultivo posterior ou regeneração natural. N – Nativa, ExT – Exótica transitante, ExPi – Exótica com potencial invasor, ExInd – Exótica invasora não dominante, ExId – Exótica invasora dominante, SC – Não classificada.

Figure 4. Introduction way of species into “Gustavo Edwall” Arboretum, Alberto Löfgren State Park, São Paulo – SP. CA – Cultivated in 1914 and not be found, CR – Cultivated in 1914 and remaining/regenerating, NC – Non-cultivated in 1914 and introduced by further cultivation, NR – Non-cultivated in 1914 and introduced by natural regeneration, NCR – Non-cultivated in 1914 and later introduced by natural regeneration or cultivation. N – Native, ExT – Transient alien, ExPi – Potential invader, ExInd – Non-dominant invader, ExId – Dominant invader, SC – Unclassified.

Considerando este censo, nem todas as espécies ali presentes são desejáveis numa unidade de conservação de proteção integral: 22 espécies são consideradas invasoras de ecossistemas, as quais somaram 27% da densidade e 26% da área basal total do arboreto (Tabela 1). Outras dez espécies são potenciais invasoras de áreas naturais e já representam 10% da densidade e 11% da área basal do arboreto. Ainda que quase metade das espécies seja nativa da Floresta Ombrófila Densa Montana do estado de São Paulo (54 espécies, 49%), é preocupante o número de invasoras regenerando no local.

Dentre as nove espécies de Arecaceae registradas no arboreto (Figura 2), somente duas são nativas: *Euterpe edulis* (palmeira-juçara), que constava na lista do plantio original, e *Syagrus romanzoffiana* (jerivá), proveniente de dispersão natural. Embora estas duas nativas ocupem posição de destaque em valor

de cobertura na comunidade (Tabela 1), competem por recursos com dez palmeiras exóticas, das quais somente três constavam na lista de plantio original: *Livistona chinensis* (palmeira-leque), *Caryota urens* (palmeira-rabo-de-peixe) e *Dypsis lutescens* (areca-bambu). Questiona-se a origem das demais palmeiras, se provenientes de dispersão natural ou se foram cultivadas posteriormente, apesar de não haver registro oficial de cultivos após 1914. No entanto, a presença de *Bactris gasipaes* (pupunheira) é forte indicio de cultivo posterior, pois a espécie não é considerada invasora de áreas naturais. Todas as demais exóticas apresentam potencial ou são comprovadamente invasoras de áreas naturais, como é o caso de *Archontophoenix cunninghamiana* (palmeira-australiana), que ocupou a segunda posição em valor de cobertura no arboreto, e *Livistona chinensis* (palmeira-leque), na sétima posição (Tabela 1).

Myrtaceae também apresentou alto número de espécies exóticas no arboreto, mas das oito exóticas registradas, somente três são consideradas invasoras: *Psidium guajava*

(goiabeira), *Syzygium cumini* (jambolão) e *Syzygium jambos* (jambo-rosa) (Tabela 2). Nenhuma dessas consta entre as de maior valor de cobertura na comunidade.

Tabela 2. Lista das espécies do plantio original (1914) e das registradas no último censo (2018), no Arboreto “Gustavo Edwall”, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. O – Origem: N – Nativa, ExT – Exótica transiente, ExPi – Exótica com potencial invasor, ExInd – Exótica invasora não dominante, ExId – Exótica invasora dominante. I – Meio de Introdução: CA – Cultivada em 1914 e não encontrada, CR – Cultivada em 1914 e remanescente/regenerante, NC – Não cultivada em 1914 e introduzida por cultivo posterior, NR – Não cultivada em 1914 e introduzida por regeneração natural, NCR – Não cultivada em 1914 e introduzida por cultivo posterior ou regeneração natural. M – Indicação de manejo: R – Reintroduzir, NI – Não reintroduzir, E – Eliminar, C – Conservar. SC – Não classificada, *Nativa no Brasil, mas exótica na área de estudo, ▲Espécie ameaçada de extinção.

Table 2. Species from original planting (1914) and recorded in the last census (2018), in “Gustavo Edwall” Arboretum, Alberto Löfgren State Park, São Paulo – SP. O – Origin: N – Native species, ExT – Transient alien, ExPi – Potential invader, ExInd – Non-dominant invader, ExId – Dominant invader. I – Introduction way: CA – Cultivated in 1914 and not found, CR – Cultivated in 1914 and remaining/regenerating, NC – Not-cultivated in 1914 and introduced by further cultivation, NR – Not-cultivated in 1914 and introduced by natural regeneration, NCR – Not-cultivated in 1914 and introduced by further cultivation or natural regeneration. M – Management: R – Reintroduce, NI – Do not reintroduce, E – Eliminate, C – Conserve, SC – Unclassified. * Native in Brazil, but exotic in the study area, ▲Threatened species.

FAMÍLIA/espécie	Nome popular	1914	2018	O	I	M
ANACARDIACEAE						
<i>Mangifera indica</i> L.	mangueira		1	ExInd	NCR	E
ANNONACEAE						
<i>Porcelia macrocarpa</i> Warm.	louro-branco	1		N	CA	R
ASPARAGACEAE						
<i>Cordyline fruticosa</i> (L.) A. Chev.	coqueiro-de-vênus		1	ExPi	NCR	E
APOCYNACEAE						
<i>Geissospermum laeve</i> (Vell.) Miers	pau-pereira		1	ExT*	NC	NI
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	jasmim-de-leite		1	N	NR	C
ARALIACEAE						
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	pau-de-tamanco		1	N	NR	C
ARAUCARIACEAE						
<i>Agathis australis</i> (D. Don) Lindl.	kauri	1	1	ExT	CR	NI
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	araucária	1		ExT*	CA	NI
<i>Araucaria bidwillii</i> Hook.	pinheiro-bunya-bunya	1	1	ExT	CR	NI
<i>Araucaria heterophylla</i> (Salisb.) Franco	araucária-de-norfolk	1		ExT	CA	NI
ARECACEAE						
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> (H. Wendl.) H. Wendl. & Drude	palmeira-australiana		1	ExId	NCR	E
<i>Bactris gasipaes</i> Kunth.	pupunheira		1	ExT	NC	NI
<i>Caryota urens</i> L.	palmeira-rabo-de-peixe	1	1	ExInd	CR	E

continua
to be continued

continuação - Tabela 2

continuation - Table 2

FAMÍLIA/espécie	Nome popular	1914	2018	O	I	M
<i>Dyopsis lutescens</i> (H. Wendl.) Beentje & J. Dransf.	areca-bambu	1	1	ExPi	CR	E
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	palmito-juçara	1	1	N [▲]	CR	C
<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	açaí-do-pará	1		ExId*	CA	NI
<i>Livistona chinensis</i> (Jacq.) R. Br. ex Mart.	palmeira-leque	1	1	ExId	CR	E
<i>Phoenix canariensis</i> Chabaud	tamareira-das-canárias		1	ExPi	NCR	E
<i>Phoenix dactylifera</i> L.		1		ExPi	CA	NI
<i>Phoenix reclinata</i> Jacq.	tamareira-do-senegal		1	ExPi	NCR	E
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	jerivá		1	N	NR	C
<i>Trachycarpus fortunei</i> (Hook.) H. Wendl.	palmeira-moinho-de-vento	1		ExPi	CA	NI
BIGNONIACEAE						
<i>Cybistax antisiphilitica</i> Mart.	ipê-verde	1		N	CA	R
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	ipê-amarelo		1	N	NR	C
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	ipê-amarelo-miúdo	1	1	N	CR	C
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	ipê-roxo		1	N	NR	C
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	ipê-rosa		1	ExT*	NC	NI
<i>Jacaranda acutifolia</i> Bonpl.		1		ExT	CA	NI
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	carobão	1		N	CA	R
<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	jacarandá-mimoso		1	ExPi [▲]	NCR	E
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	caroba-da-mata	1		N	CA	R
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	tulipeira		1	ExInd	NCR	E
BORAGINACEAE						
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	louro-pardo	1	1	N	CR	C
CUPRESSACEAE						
<i>Chamaecyparis pisifera</i> (Siebold & Zucc.) Endl.	tuia-macarrão	1		ExT	CA	NI
<i>Cryptomeria japonica</i> (Thumb. ex L.f.) D. Don	cedro-japonês	1	1	ExPi	CR	E
<i>Cupressus goveniana</i> Gord.	cipreste-da-califórnia	1		ExPi	CA	NI
<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	cipreste-português	1	1	ExPi	CR	E
<i>Cupressus macrocarpa</i> Hartweg	cipreste-de-montereii	1		ExPi	CA	NI
<i>Juniperus communis</i> L.	fruto-de-jenebra	1		ExT	CA	NI
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	cedro-de-espanha	1		ExT	CA	NI
<i>Juniperus virginiana</i> L.	cedro-vermelho	1		ExPi	CA	NI
<i>Platycladus orientalis</i> (L.) Franco	tuia-da-china	1		ExPi	CA	NI
<i>Taxodium distichum</i> (L.) Rich.	pinheiro-do-brejo		1	ExT	NC	NI
<i>Taxodium mucronatum</i> Ten.	cipreste-montezuma	1		ExT	CA	NI
<i>Thuja occidentalis</i> L.	tuia	1		ExT	CA	NI

continua
to be continued

continuação - Tabela 2

continuation - Table 2

FAMÍLIA/espécie	Nome popular	1914	2018	O	I	M
DILLENIACEAE						
<i>Dillenia indica</i> L.	maça-de-elefante	1		ExT	CA	NI
EUPHORBIACEAE						
<i>Alchornea sidifolia</i> Mill. Arg.	tapiá	1	1	N	CR	C
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	tanheiro		1	N	NR	C
<i>Codiaeum variegatum</i> (L.) Rumph. ex A.Juss.	cróton		1	ExPi	NCR	E
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	seringueira		1	ExT*	NC	NI
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	boleira		1	ExInd*▲	NCR	E
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	pau-de-leite	1		N	CA	R
FABACEAE						
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) J.F. Macbr.	angelim-de-morcego	1	1	ExT*	CR	NI
<i>Bauhinia forficata</i> Link	pata-de-vaca		1	N	NR	C
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad) Schrad ex DC.	chuva-de-ouro		1	N	NR	C
<i>Cassia grandis</i> L.f.	cássia-rosa	1		ExT*	CA	NI
<i>Cassia javanica</i> L.	cássia-javanica	1		ExT	CA	NI
<i>Centrobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	araribá	1	1	N	CR	C
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	copaíba		1	ExT*	NC	NI
<i>Dahlstedtia floribunda</i> (Vogel) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	jacarandá-da-bahia		1	N	NR	C
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel			1	N	NR	C
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britt.	caviúna	1	1	N	CR	C
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	rabo-de-bugio		1	ExId*▲	NCR	E
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong.	orelha-de-negro	1	1	ExT*	CR	NI
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	bico-de-papagaio	1		N	CA	R
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	mulungu	1		ExT*	CA	NI
<i>Erythrina verna</i> Vell.	suinã		1	ExT*	NC	NI
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	alecrim-de-campinas	1	1	ExInd*	CR	E
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	jatobá	1	1	N	CR	C
<i>Inga vera</i> Willd.	ingá-do-brejo	1	1	N	CR	C
<i>Inga vulpina</i> Benth.	ingá-anão-de-flores-róseas	1		ExT*	CA	NI
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	embira-de-sapo		1	N	NR	C
<i>Machaerium stipitatum</i> (Vell.) Stellfeld	jacarandá-de-espinho		1	N	NR	C
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	sapuvinha		1	N▲	NR	C
<i>Myrcarpus frondosus</i> Allemão	jacarandá-paulista		1	N	NR	C
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	cabreúva		1	N	NR	C
<i>Platycium regnellii</i> Benth.	pau-jacaré	1		N	CA	R
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P. Baill	pau-pereira		1	ExInd*	NCR	E

continua
to be continued

continuação - Tabela 2

continuation - Table 2

FAMÍLIA/espécie	Nome popular	1914	2018	O	I	M
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	sibipiruna	1	1	N	CR	C
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	guapuruvu		1	N	NR	C
<i>Senna multijuga</i> Rich.	fedegoso	1		N	CA	R
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S. Irwin & Barnely	pau-cigarra		1	N	NR	C
Fabaceae 1	cássia-do-nordeste		1	SC	SC	SC
JUGLANDACEAE						
<i>Juglans nigra</i> L.	nogueira-preta	1		ExT	CA	NI
LAURACEAE						
<i>Nectandra barbellata</i> Coe-Teixeira	canela-fedida		1	N [▲]	NR	C
<i>Nectandra puberula</i> (Schott) Nees	canela-amarela	1		N	CA	R
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rower	canela-cheirosa	1	1	N [▲]	CR	C
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	canela		1	N	NR	C
<i>Persea americana</i> Mill.	abacateiro	1	1	ExInd	CR	E
LYTHRACEAE						
<i>Lagerstroemia speciosa</i> (L.) Pers.	resedá-gigante	1		ExT	CA	NI
MAGNOLIACEAE						
<i>Liriodendron tulipifera</i> L.	tulipeiro-da-virgínia	1		ExT	CA	NI
<i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	magnólia-amarela	1	1	ExId	CR	E
<i>Magnolia grandiflora</i> L.	magnólia-branca	1		ExT	CA	NI
MALPIGHIACEAE						
<i>Malpighia emarginata</i> DC.	acerola		1	ExT	NC	NI
MALVACEAE						
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St. -Hil) Ravenna	paineira		1	N	NR	C
<i>Eriolaena hookeriana</i> Wight & Arn.		1		ExT	CA	NI
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i> L.	hibisco		1	ExT	NC	NI
<i>Pterygota brasiliensis</i> Allemão	pau-rei	1	1	ExT*	CR	NI
<i>Sterculia apetala</i> H. Karst.	xixá		1	ExT*	NC	NI
MELASTOMATACEAE						
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	jacatirão		1	N	NR	C
<i>Pleroma granulatum</i> (Desr.) D. Don	quaresmeira	1	1	ExT*	CR	NI
<i>Pleroma mutabile</i> (Vell.) Triana	manacá-da-serra		1	N	NR	C
<i>Tibouchina papyrus</i> (Pohl) Toledo	árvore-do-papel		1	ExT*	NC	NI
MELIACEAE						
<i>Aglaia odorata</i> Lour.	murta-do-campo	1		ExId	CA	NI
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro	1	1	N [▲]	CR	C
<i>Guarea macrophylla</i> var. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D. Penn.	catiguá-morcego		1	N	NR	C
<i>Melia azedarach</i> L.	cinamomo	1		ExInd	CA	NI

continua
to be continued

continuação - Tabela 2

continuation - Table 2

FAMÍLIA/espécie	Nome popular	1914	2018	O	I	M
MORACEAE						
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	jaqueira	1	1	ExId	CR	E
<i>Ficus benjamina</i> L.	figueira-benjamim		1	ExT	NC	NI
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	figuerira-mata-pau		1	N	NR	C
<i>Ficus retusa</i> L.	figueira	1		ExPi	CA	NI
<i>Ficus</i> sp.		1		SC	SC	SC
<i>Morus nigra</i> L.	amoreira		1	ExInd	NCR	E
MYRTACEAE						
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	grumixameira	1	1	ExT*	CR	NI
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	cereja-do-rio-grande		1	N	NR	C
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	uvaia		1	ExT*	NC	NI
<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitangueira	1	1	ExT*	CR	NI
<i>Eugenia</i> sp.		1		SC	SC	SC
<i>Melaleuca leucadendra</i> L.	melaleuca	1		ExT	CA	NI
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	guamirim-de-folha-fina		1	N	NR	C
<i>Myrcia strigipes</i> Mart.		1		ExT*	CA	NI
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	araçazinho		1	N	NR	C
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	jaboticabinha		1	N	NR	C
<i>Psidium cattleianum</i> Afzel. ex Sabine	araçá		1	N	NR	C
<i>Psidium guajava</i> L.	goiabeira		1	ExInd	NCR	E
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	jambolão		1	ExId	NCR	E
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Jambo		1	ExId	NCR	E
NYCTAGINACEAE						
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	primavera	1	1	ExT*	CR	NI
OLEACEAE						
<i>Fraxinus americana</i> L.	cinza-branca		1	ExPi [▲]	NCR	E
<i>Osmanthus fragrans</i> Lour.	jasmim-do-imperador	1		ExT	CA	NI
PAULOWNIACEAE						
<i>Paulownia tomentosa</i> Steud.	kiri-japonês		1	ExPi	NCR	E
PERACEAE						
<i>Pera glabrata</i> (Scholt) Poepp. Ex Baill	cabeluda-do-mato		1	N	NR	C
PHYTOLACCACEAE						
<i>Gallesia integrifolia</i> Harms	pau-d'alho		1	N	NR	C
<i>Phytolacca dioica</i> L.	cebolão	1	1	N	CR	C
PINACEAE						
<i>Pinus canariensis</i> C. Sm.	pinheiro-das-canárias	1		ExPi	CA	NI
<i>Pinus elliottii</i> Engelm.	pinheiro-americano		1	ExInd	NCR	E
<i>Pinus palustris</i> Mill.	pinus	1		ExT	CA	NI

continua
to be continued

continuação - Tabela 2

continuation - Table 2

FAMÍLIA/espécie	Nome popular	1914	2018	O	I	M
PITTOSPORACEAE						
<i>Hymenosporum flavum</i> F. Muell.	frangipani-australiano	1		ExT	CA	NI
<i>Pittosporum tobira</i> (Thunb.) W.T. Aiton	pitósporo-japonês	1		ExPi	CA	NI
<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.	pau-incenso	1	1	ExId	CR	E
PODOCARPACEAE						
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzch ex Endl.	pinheiro-bravo	1	1	ExT*	CR	NI
<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzch ex Endl.	pinheiro-bravo-nacional		1	N [▲]	NR	C
PRIMULACEAE						
<i>Myrsine coriacea</i> Roem. & Schult.	capororoca		1	N	NR	C
PROTEACEAE						
<i>Grevillea banksii</i> R. Br.	grevilha-anã		1	ExInd	NCR	E
<i>Grevillea hillebrandii</i> F. Muell.	grevilha	1		ExT	CA	NI
<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R.Br.	grevilha	1		ExInd	CA	NI
RHAMNACEAE						
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	uva-japonesa		1	ExId	NCR	E
ROSACEAE						
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	nespereira		1	ExId	NCR	E
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	pessegueiro-bravo		1	N	NR	C
RUBIACEAE						
<i>Calycophyllum multiflorum</i> Griseb.	pau-mulato	1		ExT*	CA	NI
<i>Coffea liberica</i> Hiern	café-liberiano	1		ExPi	CA	NI
<i>Genipa americana</i> L.	jenipapo		1	ExT*	NC	NI
<i>Rudgea sessilis</i> (Vell.) Müll.Arg.			1	N	NR	C
RUTACEAE						
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	guarantã	1		ExInd*	CA	NI
<i>Citrus X limon</i> (L.) Osbeck	limoeiro		1	ExId	NCR	E
SALICACEAE						
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	guaçatonga		1	N	NR	C
SAPINDACEAE						
<i>Allophylus edulis</i> Hieron. ex Niederl.	chal-chal		1	N	NR	C
<i>Allophylus membranifolius</i> Radlk.		1		ExT*	CA	NI
<i>Cupania emarginata</i> Camb.	cajueiro-do-campo	1		ExT*	CA	NI
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	cuvatã		1	N	NR	C
SAPOTACEAE						
<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre	curubixá		1	N	NR	C

continua
to be continued

continuação - Tabela 2
continuation - Table 2

FAMÍLIA/espécie	Nome popular	1914	2018	O	I	M
SOLANACEAE						
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	capoeirão-da-terra-seca		1	N	NR	C
<i>Solanum mauriatinum</i> Scop.	cuvitinga		1	N	NR	C
URTICACEAE						
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	embaúba		1	N	NR	C

No que se refere às espécies de maior destaque, *Pittosporum undulatum* (pau-incenso) consta na lista de plantas introduzidas posteriormente no arboreto, e ocupou a primeira posição em valor de cobertura na comunidade. A espécie é considerada invasora e indivíduos se encontram distribuídos por todos os canteiros do arboreto. Já *Cupressus lusitanica* (cipreste-português), ainda que tenha se destacado na comunidade, aparentemente não apresenta risco de invasão, pois ocupam linhas ao longo da bordadura de alguns canteiros, evidência de que foram cultivados como cerca-viva e que, sem a poda usual, ali permaneceram (Tabela 1).

O arboreto abriga seis espécies nativas em risco de extinção, das quais três estão presentes desde a sua introdução em 1914 (Tabela 3). Somam-se a estas nativas quatro espécies exóticas, das quais *Joannesia princeps* (boleira) e *Dalbergia nigra*

(jacarandá-da-bahia) foram consideradas invasoras não dominantes de ecossistemas naturais (ExInd). A manutenção de plantas ameaçadas de extinção certamente é um dos objetivos de uma coleção *ex situ*, mas o risco de invasão a ecossistemas naturais do entorno também deve ser objeto de atenção.

Nesse contexto, as ações de manejo do arboreto devem ser planejadas conforme recomendado na Tabela 2 e sintetizado na Figura 5. Plantas exóticas transientes não são prioritárias para o manejo, pois não apresentam risco de extinção aos ecossistemas naturais (NI – Não reintroduzir). Quando categorizadas com potencial invasor ou invasoras, recomenda-se a eliminação (E) desse germoplasma. Espécies nativas devem ser conservadas (C). Por fim, recomenda-se a reintrodução (R) de nove espécies nativas presentes na lista original do arboreto, mas não encontradas no último censo.

Tabela 3. Espécies ameaçadas de extinção registradas no Arboreto “Gustavo Edwall”, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. Espécies classificadas em escala estadual (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo – SP), nacional (Ministério do Meio Ambiente – BR) e global (União Internacional para a Conservação da Natureza – GL). CR – Criticamente em perigo, EN – Em Perigo, VU – Vulnerável. *Exótica transiente, **Exótica invasora não dominante. +Espécie remanescente do plantio original (1914).

Table 3. Threatened species recorded in “Gustavo Edwall” Arboretum, Alberto Löfgren State Park, São Paulo – SP, classified species according to state (Environmental Secretariat of the São Paulo state – SP), national (the Ministry of Environment – BR) and global state (International Union for Conservation of Nature – GL). CR – Critically endangered, EN – Threatened, VU – Vulnerable. *Transient alien, ** Non dominant invader. +Remaining species from original planting (1914).

FAMÍLIA/Espécie	SP	BR	GL
ARECACEAE			
<i>Euterpe edulis</i> +	VU	VU	
BIGNONIACEAE			
<i>Jacaranda mimosifolia</i> *			VU
EUPHORBIACEAE			
<i>Joannesia princeps</i> **			VU

continua
to be continued

continuação - Tabela 3
continuation - Table 3

FAMÍLIA/Espécie	SP	BR	GL
FABACEAE			
<i>Dalbergia nigra</i> **	CR	VU	VU
<i>Machaerium villosum</i>			VU
LAURACEAE			
<i>Nectandra barbellata</i>	VU	VU	VU
<i>Ocotea odorifera</i> +	EN	EN	
MELIACEAE			
<i>Cedrela fissilis</i> +	VU	VU	VU
OLEACEAE			
<i>Fraxinus americana</i> *			CR
PODOCARPACEAE			
<i>Podocarpus sellowii</i>			EN

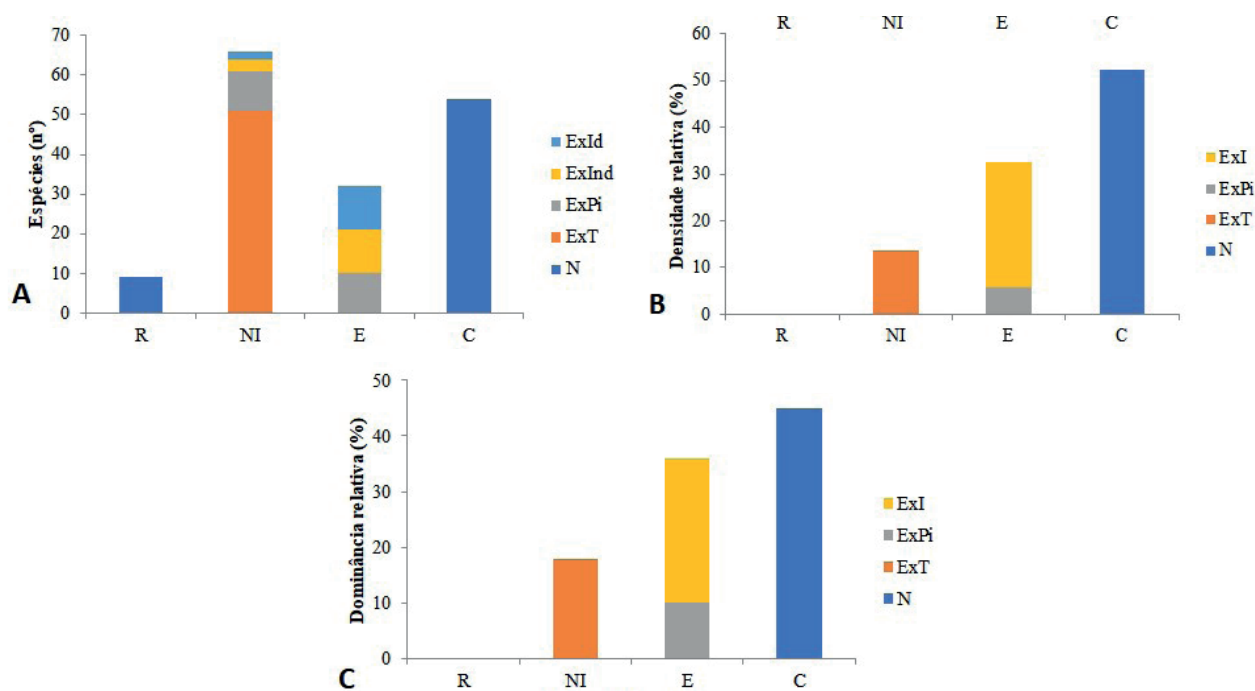


Figura 5. Indicação de manejo das espécies registradas no plantio original (1914) e das encontradas no último censo (2018) no Arboreto “Gustavo Edwall”, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. Agrupamentos por número de espécies (A), por densidade relativa (B) e dominância relativa (C). R – Reintroduzir, NI – Não reintroduzir, E – Eliminar, C – Conservar. N – Nativa, ExT – Exótica transiente, ExPi – Exótica com potencial invasor, ExInd – Exótica invasora não dominante, ExId – Exótica invasora dominante.

Figure 5. Management indication of species from original planting (1914) and recorded in the last census (2018), in “Gustavo Edwall” Arboretum, Alberto Löfgren State Park, São Paulo – SP. Data grouped by number of species (A), relative density (B) and relative dominance (C). R – Reintroduce, NI – Not reintroduce, E – Eliminate, C – Conserve. N – Native species, ExT – Transient alien, ExPi – Potential Invader, ExInd – Non-dominant invader, ExId – Dominant invader.

4 DISCUSSÃO

Fabaceae e Myrtaceae foram as famílias de maior riqueza no Arboreto “Gustavo Edwall”, mesmo considerando-se apenas as espécies nativas. Essas famílias também se destacaram na microbacia do córrego do Viveiro (Souza et al., 2016; Miyamura et al., 2019) e no Parque Estadual da Cantareira – PEC (Arzolla, 2011). Lauraceae e Bignoniaceae apresentaram, respectivamente, 3% e 3,5% do total de espécies nativas. Num estudo fitossociológico realizado no PEAL, Lauraceae representa 3,5% das espécies (Souza et al., 2016) e no contíguo Parque Estadual da Cantareira consta entre as famílias de maior riqueza, tanto no Núcleo Águas Claras (Arzolla, 2002) como no Núcleo Pinheirinho (Baitello et al., 1993). Portanto, ao menos para as famílias onde predomina a dispersão zoocórica e anemocórica, propágulos das áreas de entorno estão conseguindo se estabelecer no arboreto.

Quanto à composição de espécies, das 53 nativas presentes no arboreto, 28 foram registradas na comunidade arbórea (Souza et al., 2016) e 19 na comunidade regenerante (Miyamura et al., 2019) de trecho de floresta secundária no interior do PEAL. O arboreto também compartilha espécies nativas com ecossistemas naturais do entorno do Parque, com registro de 22 espécies em comum com o estudo de Arzolla (2002) e de 28 espécies em Arzolla (2011), ambos realizados em florestas secundárias da Serra da Cantareira no município de Mairiporã-SP. A proximidade com esses remanescentes naturais favoreceu o enriquecimento de espécies do arboreto, cujo número de espécies nativas aumentou em relação ao plantio de 1914, em grande parte proveniente de regeneração natural.

A palmeira *Euterpe edulis* (palmito-juçara) apresentou a maior densidade relativa do arboreto, seguida de *Syagrus romanzoffiana* (jerivá), ambas nativas da Serra da Cantareira. Portanto, essas espécies de Arecaceae estão se dispersando naturalmente na região, apesar de estudos apontarem dificuldades na recuperação dessas populações (Galetti e Fernandez, 1998; Scariot, 1999; Wright e Duber, 2001; Tabarelli et al., 2004).

Outro indicador positivo é a viabilidade de manutenção de germoplasma de nativas ameaçadas de extinção na coleção *ex situ*, como

é o caso da própria *Euterpe edulis*. Também necessitam de monitoramento as populações nativas amostradas com um único indivíduo na coleção, a fim de evitar que sejam extintas localmente quando esses indivíduos entrarem em senescência, uma vez que não há registro de regenerantes. Dentre as ameaçadas e/ou raras localmente, recomenda-se o plantio ou o favorecimento da regeneração natural de *Cedrela fissilis* (cedro), *Ocotea odorifera* (canela-batalha), *Machaerium villosum* (jacarandá-paulista), *Nectandra barbellata* (canela-fedida) e *Podocarpus sellowii* (pinheiro-bravo).

A conservação *ex situ* é uma estratégia que se mostrou bem-sucedida em diversas instituições de pesquisa (Griffith, 1987). Além disso, as coleções biológicas, como os arboretos, são importantes para ações de educação formal e não formal, com alto potencial de divulgação da biodiversidade brasileira e de seu uso no desenvolvimento tecnológico e científico (Peixoto et al., 2006).

Infelizmente, o mesmo meio de dispersão de espécies nativas também contribui para a dispersão de parte das 56 espécies exóticas cultivadas no Arboreto “Gustavo Edwall” para ecossistemas naturais do entorno: 19 invasoras foram registradas na comunidade arbórea (Souza et al., 2016) e 10 na regenerante (Miyamura et al., 2019) de trecho de floresta secundária no interior do PEAL, além de duas invasoras no Parque Estadual da Serra da Cantareira (Arzolla, 2011). O estudo realizado não permite afirmar que as matrizes fonte de invasão são provenientes do arboreto avaliado, mas certamente a presença de invasoras na coleção *ex situ* não é favorável ao controle da invasão biológica nas áreas protegidas.

De acordo com relatórios do Instituto Florestal, por volta de 1950 havia grande falta de trabalhadores, de maneira que apenas os serviços de maior urgência, como limpeza dos caminhos e lotes, eram realizados nos arboretos (Museu Florestal Octávio Vecchi, 1953). Além da falta de manutenção, houve regeneração de algumas espécies exóticas invasoras. Contudo, pouparam-se essas espécies com o intuito de análises futuras (Museu Florestal Octávio Vecchi, 1954). O custo atual para o controle de espécies exóticas invasoras e os danos aos ecossistemas naturais é significativo, pois uma série de fatores ecológicos permite que essas espécies se tornem abundantes e ameacem o desenvolvimento de plantas nativas (Pimentel et al., 2001).

Espécies introduzidas no PEAL, como *Archontophoenix cunninghamiana*, *Pittosporum undulatum* e *Livistona chinensis*, já estão adaptadas e ultrapassaram barreiras pré-existentes (Souza et al., 2016). Essas plantas são uma ameaça direta às nativas, pois competem por dispersores, luz, espaço e nutrientes e não possuem competidores, predadores e parasitas. Dessa forma, o impacto da introdução de plantas não nativas é preocupante, pois pode causar alteração dos ciclos biogeoquímicos e a perda da diversidade local (Ziller, 2001). No entanto, 10 espécies com potencial invasor e cinco invasoras da lista original de plantio de 1914 não foram encontradas no censo de 2018, portanto não conseguiram se estabelecer e reproduzir. De fato, muitas espécies exóticas podem se tornar invasoras em algumas regiões e ter pouco ou nenhum impacto negativo em outras, dado que a suscetibilidade de um ecossistema à invasão está relacionada aos atributos biológicos da espécie invasora e às condições locais (Durigan et al., 2013).

O atual plano de manejo do PEAL assegura a remoção de espécies invasoras (Arzolla et al., 2012). No entanto, o controle e/ou erradicação deve ser planejado, a fim de causar o menor impacto possível na comunidade nativa já estabelecida. Invasoras dominantes são de alta prioridade no manejo, já as invasoras não dominantes apresentam média prioridade (Durigan et al., 2013).

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (Brasil, 2000) exige que qualquer espécie exótica seja removida em áreas protegidas. Sendo assim, mesmo exóticas transientes, que não apresentam risco de invasão aos ecossistemas naturais, devem ser eliminadas, de acordo com a lei. Considerando a relação custo x benefício do manejo, recomenda-se que as transientes sejam mantidas no arboreto até a sua senescência.

A reintrodução de exóticas não é recomendada, mesmo para aquelas em risco de extinção na natureza. Este é o caso das exóticas transientes *Jacaranda mimosifolia* (jacarandá-mimoso) e *Fraxinus americana* (cinza-branca) e das invasoras *Dalbergia nigra* (jacarandá-da-bahia) e *Joannesia princeps* (boleira). As duas últimas não apresentam registros de ocorrência natural para a Serra da Cantareira e só se estabeleceram no PEAL porque foram cultivadas para fins experimentais

nos arboretos. O caráter invasor foi comprovado com o registro de indivíduos em inventários fitossociológicos em Floresta Ombrófila Densa no interior do Parque, tanto na comunidade adulta como entre os regenerantes (Souza et al., 2016 e Miyamura et al., 2019). Para estas ameaçadas, recomenda-se a transferência de germoplasma para unidades de conservação na área de sua distribuição natural de ocorrência ou para áreas de conservação *ex situ* a uma distância segura de ecossistemas naturais.

Por fim, as ações de manejo e conservação do Arboreto “Gustavo Edwall” devem ser precedidas de atividades de envolvimento e esclarecimento ao público usuário sobre a necessidade de manejo. Atividades de supressão de exóticas causarão temporariamente redução em densidade e área basal total do arboreto, com significativo impacto visual. Vale ressaltar experiências bem-sucedidas nessa prática, como a divulgação do manejo de plantas invasoras em unidades de intenso fluxo de visitantes (Cardim, 2017). Recomenda-se o controle mecânico das invasoras e o enriquecimento concomitante do arboreto com as espécies nativas do plantio original, em especial aquelas ameaçadas de extinção, com o intuito de preservar o seu valor histórico, científico e paisagístico.

5 AGRADECIMENTOS

À estagiária Carmen Nicole de Sousa, pelo auxílio no trabalho de campo e identificação dos materiais botânicos. À Bruna Naomi Arake e à Leticia Coghy, pela revisão dos textos em inglês. Aos Professores do Instituto Federal de São Paulo – *Campus* São Paulo, Dr. Andre Perticarrari e Dra. Caroline Arantes Magalhães, pelo acompanhamento de estágio da primeira autora, no período de 2018 a 2020. Ao Instituto Florestal e ao Centro de Integração Empresa-Escola – CIEE, pela bolsa de estudos concedida à primeira autora.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG. 2016. 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.

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) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. Disponível em: <<http://www.repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/315511>>. Acesso em: 2 mar. 2019.

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

_____. (Coord.). Meio Biótico. In: SÃO PAULO. Governo do Estado. Secretaria do Meio Ambiente. Instituto Florestal. **Parque Estadual Alberto Löfgren – Plano de Manejo**. São Paulo: Instituto Florestal, 2012. Disponível em: <http://s.ambiente.sp.gov.br/institutoflorestal/Plano_de_Manejo_PE_Alberto_Lofgren_.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2021.

BAITELLO, J.B. et al. Estrutura fitossociológica da vegetação arbórea da Serra da Cantareira (SP) – Núcleo Pinheirinho. **Revista do Instituto Florestal**, v. 5, n. 2, p. 133-161, 1993.

BASE DE DADOS NACIONAL DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS I3N BRASIL. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental Florianópolis-SC. Disponível em: <<http://i3n.institutohorus.org.br/www>>. Acesso em: 26 jun. 2018.

BERZAGHI, C. et al. **O Instituto Florestal – São Paulo – Origem e Evolução**. São Paulo, 1973. 65 p.

BRASIL. **Lei Federal Nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: 31 jul. 2019.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Lista oficial de espécies brasileiras ameaçadas de extinção**. Portaria no 443, de 17/dez/2014, do Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=18/12/2014&jornal=1&pagina=110&totalArquivos=144>>. Acesso em: 20 jan. 2019.

CARDIM, R. Amargo é o remédio: porque defendo retirar as palmeiras invasoras do Parque Trianon. In: **Árvores de São Paulo**, 14/set/2017. Disponível em: <<https://arvoresdesaopaulo.wordpress.com/2017/09/14/amargo-e-o-remedio-porque-defendo-retirar-as-palmeiras-invasoras-do-parque-trianon/>>. Acesso em: 22 jan. 2020.

DURIGAN, G. et al. Control of invasive plants: ecological and socioeconomic criteria for the decision making process. **Nature Conservation**, v. 11, n. 1, p. 23-30, 2013.

EMPRESA PAULISTA DE PLANEJAMENTO METROPOLITANO S. A. - EMPLASA. Ortofoto digital (SF-23-Y-C-III-4-SO). São Paulo, 2010/2011. Resolução aproximada de um metro.

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

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>>. Acesso em: 26 jun. 2018.

FREITAS, W.K. de; MAGALHÃES, L.M.S. Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. **Floresta e Ambiente**, [s.l.], v. 19, n. 4, p. 520-540, 2012. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4322/floram.2012.054>>. Acesso em: 15 fev. 2021.

GALETTI M.; FERNANDEZ J.C. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and the illegal trade. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, p. 294-301, 1998.

GLOBAL REGISTER OF INTRODUCED AND INVASIVE SPECIES – GRIIS. Disponível em: <<http://www.griis.org/>>. Acesso em: 10 out. 2019.

GRIFFITH, J.J. Economia da conservação in situ de recursos genéticos florestais. **Simpósio sobre Conservação dos Recursos Genéticos de Plantas**, v. 24, n. 25, p. 85-92, 1987.

HOSOKAWA, R.T.; MOURA, J.B.; CUNHA, U.S. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba: UFPR, 1998. 162 p.

INVASIVE SPECIES COMPENDIUM – CABI. **Datasheets, maps, images, abstracts and full text on invasive species of the world**. Wallingford: CAB International. Disponível em: <<https://www.cabi.org/ISC>>. Acesso em: 10 out. 2019.

IPCC. **Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Houghton, J.T. et al. (Eds.)]. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 881 p.

IUCN 2019. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2018-2. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 01 jan. 2019.

LEITE, T.S. et al. **Censo das espécies arbóreas do Arboreto “Gustavo Edwall”, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP**. Figshare. Dataset. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.6084/m9.figshare.9816287.v1>>. Acesso em: 15 fev. 2021.

LOCKWOOD, J.L. et al. **Invasion Ecology**. 2. ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2013. 30 p.

MARTINELLI, G.; MORAES, M.A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. 1100 p.

MIYAMURA, F.Z. et al. Influência de espécies exóticas invasoras na regeneração natural de um fragmento florestal urbano. **Scientia Plena**, v. 15, n. 8, 2019.

MORO, M. F. et al. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.

MUSEU FLORESTAL OTÁVIO VECCHI. **Relatório quadrimestral (setembro a dezembro)**. São Paulo, 1953. 83 p.

_____. **Relatório quadrimestral (maio-agosto)**. São Paulo, 1954. 95 p.

PEIXOTO, A.L. et al. **Diretrizes e estratégias para a modernização de coleções biológicas brasileiras e a consolidação de sistemas integrados de informação sobre biodiversidade**. Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2006. 37 p.

_____.; MAIA, L.C. Manual de procedimentos para herbários. **INCT-Herbário virtual para a Flora e os Fungos**. Editora Universitária UFPE, Recife, 2013. 53 p. Disponível em: <http://inct.florabrasil.net/wp-content/uploads/2013/11/Manual_Herbario.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2021.

PIELOU, E.C. Shannon’s formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. **The American Naturalist**, v. 100, n. 914, p. 463-465, 1966.

PIMENTEL, D. et al. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 84, p. 1-20, 2001.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA nº 57, de 05 de junho de 2016. **Segunda revisão da lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Disponível em: <<https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/2016/12/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-057-2016-subst-300616.pdf>>. Acesso em: 06 jan. 2019.

SCARIOT, A. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. **Journal of Ecology**, v. 87, p. 66-76, 1999.

SHEPHERD, G.J. 2010. **Fitopac**. Versão 2.1.2.85. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

SOUZA, S.C.P.M. et al. A vegetação secundária em um fragmento florestal urbano: influência de exóticas invasoras na comunidade vegetal. **Revista do Instituto Florestal**, v. 28, n. 1, p.7-35, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4322/rif.2016.001>>. Acesso em: 13 mar. 2021.

TABARELLI, M. et al. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v.13, p. 1419-1425, 2004.

THE PLANT LIST. Version 1.1. Disponível em: <<http://www.theplantlist.org/>>. Acesso em: 18 ago. 2018.

VIANI, R.A.G. et al. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, v. 20, n. 3, p. 533-552, 2010.

WALTER, B.M.T; CAVALCANTI, T.B. **Fundamentos para a coleta de germoplasma vegetal**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2005. 778 p.

WANDERLEY, M.G.L. et al. Checklist das Spermatophyta do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 193-390, 2011.

WRIGHT, S.J.; DUBER, H.C. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyracea*, with implications for tropical tree diversity. **Biotropica**, v. 33, p. 583-595, 2001.

ZILLER, S.R. Plantas Exóticas Invasoras: a Ameaça da Contaminação Biológica. Rio de Janeiro: **Ciência Hoje**, v. 30, n.178, p.77-79, 2001.

MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA BARREIRO RICO, ESTADO DE SÃO PAULO, SUDESTE DO BRASIL¹

MEDIUM AND LARGE-SIZED MAMMALS OF THE BARREIRO RICO ECOLOGICAL STATION, SÃO PAULO STATE, SOUTHEASTERN BRAZIL

João Marcelo ELIAS ²; Carlos Eduardo BEDUSCHI ³; Izar AXIMOFF ^{4,5}

RESUMO - A contínua degradação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica constitui uma das maiores ameaças aos mamíferos presentes no Bioma. Por conta disso, é essencial realizar pesquisas com esse grupo. Para avaliar a riqueza de espécies e a frequência relativa de mamíferos de médio e grande porte na Estação Ecológica Barreiro Rico – EEER (São Paulo), desde dezembro de 2018 até julho de 2020, foram utilizadas metodologias para visualização direta (192 horas/homem) e armadilhas fotográficas (700 armadilhas-noite). Foram encontradas 35 espécies nativas (30,8% dessas estão ameaçadas) e três exóticas. Duas espécies foram responsáveis por mais da metade dos registros fotográficos: *Pecari tajacu* (32,3%) e *Mazama gouazoubira* (24,6%). A riqueza identificada equivale a 80% das espécies desse conjunto de mamíferos registrados no estado. Além disso, foram oito novas ocorrências para a EEER, sendo quatro dessas espécies consideradas ameaçadas. As ordens Carnívora (n=11) e Primates (n=5) merecem destaque pela riqueza elevada e pela importante função ecológica desempenhada por suas espécies, incluindo predadores de topo e dispersores de sementes. Nosso estudo contribui para o importante conhecimento que pode ser utilizado em medidas de conservação na EEER, que desempenha um papel fundamental para a proteção dos mamíferos da Mata Atlântica.

Palavras-chave: Unidade de Conservação; Fauna; Monitoramento; Armadilhas fotográficas.

ABSTRACT - The continued degradation of the forest remnants in the Atlantic Forest constitutes one of the greatest threats to mammals present in the Biome. Because of this, it is essential to conduct research with this group. To assess the species richness and the relative frequency of medium and large mammals at the Barreiro Rico Ecological Station – BRES (São Paulo), from December 2018 to July 2020, methodologies for direct observations (192 hours/man) and camera traps were used (700 night-traps). In all, 35 native species were found (30.8% of which are threatened) and three exotic species. Two species were responsible for more than half of the photographic records: *Pecari tajacu* (32.3%) and *Mazama gouazoubira* (24.6%). The identified richness is equivalent to 80% of the species of this group registered in the São Paulo state. In addition, there were eight new occurrences for the BRES, four of which were threatened. The orders Carnivora (n = 11) and Primates (n = 5) are noteworthy for their high richness and the important ecological role played by their species, including top predators and seed dispersers. Our study contributes to the important knowledge that can be used in conservation measures in the BRES, which plays a fundamental role in the protection of mammals in the Atlantic Forest.

Keywords: Protected area; Fauna; Monitoring; Camera trap.

¹ Recebido para análise em 22.11.2020. Aceito para publicação em 02.03.2021.

² Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo, Estação Ecológica Barreiro Rico, Av. Edmundo Navarro de Andrade s/n - Caixa Postal 29 - 13500-970, Rio Claro, SP, Brasil.

³ Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo, Gerência das Unidades de Conservação Interior-Centro-Norte, Av. Professor Frederico Herman Junior, 345, 05459-010, São Paulo, SP, Brasil.

⁴ Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Laboratório de Radioecologia e Mudanças Globais, Núcleo de Fotografia Científica Ambiental, Rua São Francisco Xavier, 524, PHLC Subsolo, 20550-900, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

⁵ Autor para correspondência: Izar Aximoff – izar.aximoff@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

Um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade, a Mata Atlântica brasileira possui uma das maiores riquezas de espécies endêmicas ameaçadas pelo homem (Mittermeier et al., 2004). Considerando apenas os mamíferos, por exemplo, são conhecidas mais de 300 espécies para o Bioma (Paglia et al., 2012), com diversas espécies, principalmente de maior porte, constando em listas vermelhas brasileira e global como ameaçadas (ICMBio, 2018; Souza et al., 2019; Quintela et al., 2020). A derrubada das florestas e a diminuição do habitat constitui uma das maiores ameaças aos mamíferos terrestres de médio e grande porte ainda presentes no Bioma (Graipel et al., 2016; Galetti et al., 2017; Regolin et al., 2017), principalmente por possuírem grandes áreas de vida (Galetti et al., 2009; Bogoni et al., 2016). Nesse sentido, apesar de restar apenas cerca de 10% da cobertura original da Mata Atlântica (Ribeiro et al., 2009), a intensa urbanização continua a causar sua degradação (SOS Mata Atlântica/INPE, 2020).

Dentre os 17 estados brasileiros que ainda apresentam remanescentes florestais, São Paulo, com 16,3% de vegetação nativa, está entre os cinco estados brasileiros com a maior porcentagem de Mata Atlântica remanescente (SOS Mata Atlântica/INPE, 2020). Contudo, restam poucos fragmentos florestais com área maior do que 1.000 ha no território paulista. Apesar da elevada diversidade de mamíferos, com 231 espécies, sendo 45 dessas representadas por mamíferos de médio e grande porte (Vivo et al., 2011), devido a uma expansão agrícola e urbana histórica, os mamíferos atuais se refugiam em pequenos remanescentes florestais, comuns no Estado de São Paulo, mas sua composição é pouco estudada (Briani et al., 2001).

A proteção de remanescentes florestais contínuos com mais de 500 ha e áreas com maior conectividade representa um fator importante que influencia positivamente na retenção de comunidades mais diversas de mamíferos (Brocardo et al., 2012; Regolin et al., 2017). A Floresta Estacional Semidecidual é um dos ecossistemas mais fragmentados da Mata Atlântica, com poucas áreas protegidas e menos de 10% da vegetação remanescente (Ribeiro et al., 2009). Atualmente, no interior paulista, essas formações encontram-se na forma de pequenos fragmentos isolados, principalmente devido à expansão agrícola (Nalon et al. 2008; Rodrigues e Bononi, 2008).

Considerando a drástica fragmentação florestal atual, remanescentes florestais desempenham um papel importante na conservação da biodiversidade. Nesse sentido, inventários de mamíferos são essenciais e apresentam dados fundamentais para a conservação das espécies, servindo de base para realização de ações imediatas de proteção e mitigação de pressões/ameaças que podem ocasionar declínio das populações (Bogoni et al., 2016), como a caça e a competição com espécies exóticas por exemplo (Parry e Peres, 2015; Rosa et al., 2017). Considerando esses aspectos, nosso objetivo foi avaliar a riqueza e a frequência de mamíferos de médio e grande porte a partir do uso de armadilhas fotográficas e de observações diretas na Estação Ecológica Barreiro Rico – EEER, município de Anhembi no estado de São Paulo, sudeste do Brasil.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A EEER (48°8'34"W, 22°40'25"S), cuja gestão é realizada pela Fundação Florestal (Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente de São Paulo), possui 292,82 ha cobertos por Floresta Estacional Semidecidual (São Paulo, 2006), com altitude variando entre 500 e 580 m, localizada no estado de São Paulo (Figura 1). A área foi estabelecida como Unidade de Conservação – UC, no final de 2006, pelo Decreto Estadual nº 51.381, visando conservar os importantes remanescentes de Floresta Atlântica (São Paulo, 2006). Embora a maior parte das florestas na região da EEER tenha sido reduzida ou removida para o cultivo agrícola e pecuária, essa área é considerada de extrema importância biológica e prioritária para a conservação (Conservation International do Brasil, 2000). A EEER junto com os remanescentes florestais das Fazendas Bacury, Barreiro Rico, Águas das Pedras, Itaquerê e São Francisco formam um contínuo de vegetação nativa de aproximadamente 2.100 ha, sendo um dos maiores remanescentes da recém-criada Área de Proteção Ambiental de Barreiro Rico pelo Decreto Estadual nº 63.994 (São Paulo, 2018). A composição de espécies arbóreas encontradas no remanescente indica que a maior parte da área é constituída por Floresta Estacional Semidecidual – FES, embora em seu interior exista uma pequena área considerada como ecótono entre FES e

Cerrado (Sá et al., 2019). Para a EEBR foram encontradas 312 espécies para a flora vascular, sendo duas espécies consideradas vulnerável a

extinção para o Estado de São Paulo e também para o Brasil. São elas *Euterpe edulis* e *Zeyheria tuberculosa* (Sá et al., 2019).

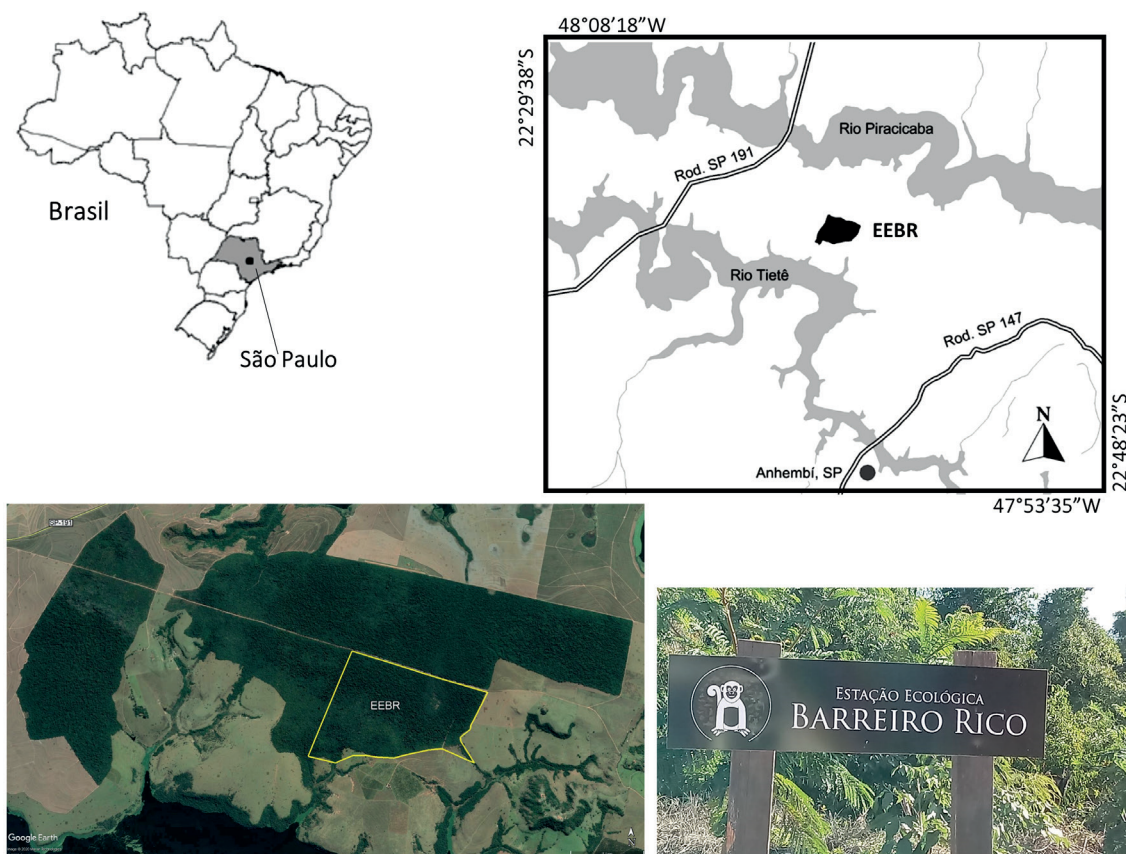


Figura 1. Localização da Estação Ecológica Barreiro Rico - EEBR no estado de São Paulo, sudeste do Brasil.

Figure 1. Location of the Barreiro Rico Ecological Station - EEBR in the state of São Paulo, southeastern Brazil.

O clima da região é do tipo “Cwa” de acordo com a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013), sendo tropical com a estação chuvosa de setembro a março e a estação seca de abril a agosto (Cesar e Leitão Filho, 1990), a pluviosidade média anual é de 1280 mm e a temperatura média anual de 21,5 °C (Magalhães, 1999). A altitude varia entre 500 e 580 metros.

2.2 Coleta e análise de dados

Realizamos o registro dos mamíferos de médio e grande porte (>1kg) utilizando duas armadilhas fotográficas (Bushnell Low Grow),

instaladas em duas trilhas em ambiente florestal, e também a partir de observações diretas diurnas entre dezembro de 2018 e julho de 2020. Trocamos as armadilhas de local ao longo da amostragem para evitar uma amostragem viciada, visto que, ao longo da amostragem, percebemos que muitas espécies deixavam seu cheiro coçando contra a árvore, marcando o local pelo cheiro de glândulas ou urinando no entorno, demarcando o território ou caminho de passagem. Além disso, a troca de local também teve o objetivo de amostrar o maior número de áreas possíveis e consequentemente aumentar as chances de mais registros já que utilizamos apenas duas armadilhas fotográficas.

Programamos as armadilhas para tirar três fotos em sequência e a distância mínima entre armadilhas foi de 1 km. Posicionamos as armadilhas em áreas de cruzamento entre trilhas feitas por animais (carreiros naturais) e trilhas de uso da equipe da UC, e também próximo a travessia de rios (Melo et al., 2012; Aximoff et al., 2015). Vistoriamos as armadilhas em intervalos não superiores a 15 dias, para verificar funcionamento e níveis de bateria e coleta das imagens armazenadas no cartão de memória. O esforço amostral total foi de 700 armadilhas-noite.

As observações diretas diurnas nas trilhas foram realizadas durante o deslocamento até as armadilhas, sendo realizadas pela manhã (entre 7h e 11h) e a tarde (entre 13 e 17h), com um esforço amostral de 8 horas/homem por dia de amostragem e total de 192 horas/homem para o estudo. Durante o percurso, além da observação direta, foram também realizadas buscas auditivas por vocalizações, sobretudo de primatas, e vestígios e rastros como pegadas, fezes, tocas e sinais de forrageamento.

Apesar de apresentarem porte reduzido (<1kg), o esquilho (*Guerlinguetus brasiliensis* Gmelin, 1788) e o preá (*Cavia aperea* Erxleben, 1777) foram incluídos no nosso trabalho uma vez que os métodos empregados são suficientes para identificar essas espécies (Srbek-Araujo e Kierulff, 2016). Seguimos a nomenclatura das espécies conforme Quintela et al. (2020). Utilizamos também as listagens do estado de São Paulo nos Decretos Estaduais nº 53.494/2008 (São Paulo, 2008) e nº 63.853/2018 (São Paulo, 2018) para risco de extinção regional, ICMBio (2018) para risco de extinção nacional e IUCN (2018) para risco de extinção global.

Utilizamos apenas registros fotográficos independentes realizados em intervalos de uma hora. Para mamíferos de comportamento gregário em que são observados mais de um indivíduo no

registro fotográfico, consideramos a foto do grupo como apenas um registro da espécie (Srbek-Araujo e Chiarello, 2013). Calculamos a frequência relativa dos mamíferos nativos e exóticos registrados nas armadilhas fotográficas por meio da proporção do número de registros para determinada espécie em relação ao número total de registros realizados durante todo o estudo. Para avaliar a acumulação de novas espécies com a amostragem de novos indivíduos ao longo do tempo, construímos uma curva de acumulação de espécies.

3 RESULTADOS

Registramos 35 espécies de mamíferos silvestres e três espécies exóticas, pertencentes a oito ordens e 21 famílias (Tabela 1, Figuras 2 a 4). Ao todo obtivemos 186 registros fotográficos independentes de 19 espécies, sendo duas exóticas. Outras 17 espécies foram observadas apenas durante o deslocamento pelas trilhas da EEBR, não tendo sido registradas pelas armadilhas fotográficas. No total, identificamos 11 espécies ameaçadas de extinção, sendo 10 a nível estadual (São Paulo, 2018), cinco a nível nacional (ICMBio, 2018), e três a nível global (IUCN, 2018).

A ordem Carnivora apresentou o maior número de espécies nativas (n=11), seguida por Rodentia (n=6) e por Primates (n=5). Duas espécies foram responsáveis por mais da metade dos registros fotográficos (n=111), sendo estas: *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758) (32,3% dos registros), *Mazama gouazoubira* (G. Fischer, 1814) (24,6%) (Tabela 1). A ordem Artiodactyla foi responsável por 66,1% dos registros das espécies nativas. A maioria das espécies (63,15%) teve menos de 10 registros. A curva de acumulação de espécies tendeu a estabilidade apenas nos meses finais de estudo (Figura 5).

Tabela 1. Frequência de registros de mamíferos na Estação Ecológica Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. Método: AF=Armadilha Fotográfica, OD=Observação Direta. Categoria de Ameaça: SP = Decretos nº 53.494/2008 (São Paulo, 2008) e nº 63.853/2018 (São Paulo, 2018), BR = ICMBio (2018), Global = IUCN (2019). VU: Vulnerável, EN: Em Perigo, CR: Criticamente em Perigo. *espécie exótica.

Table 1. Frequency of mammal records at Barreiro Rico Ecological Station, municipality of Anhembi, SP. Method: AF = Photo Trap, OD = Direct Observation. Threat Category: SP = Decrees n. 53.494/2008 (São Paulo, 2008) e n. 63.853/2018 (São Paulo, 2018), BR = ICMBio (2018), Global = IUCN (2019). VU: Vulnerable, EN: Endangered, CR: Critically Endangered. * exotic species.

Taxon	Nome comum	Método	Registros (AF)	Ameaça		
SP						
BR						
IUCN						
DIDELPHIMORPHIA						
Didelphidae						
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	gambá	AF	1 (0,5%)			
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	gambá-de-orelhas-brancas	AF	15 (7,7%)			
PILOSA						
Myrmecophagidae						
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	tamanduá-bandeira	OD		VU		
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	tamanduá-mirim	OD				
CINGULATA						
Dasypodidae						
<i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	tatu-galinha	AF	11 (5,6%)			
<i>Dasypus septemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	tatu-galinha	OD				
Chlamyphoridae						
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	tatu-peludo	OD				
<i>Cabassous tatouay</i> Desmarest, 1804	tatu-de-rabo-mole-grande	OD				
PRIMATES						
Cebidae						
<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)	macaco-prego	OD				
Callitrichidae						
<i>Callithrix aurita</i> (E. Geoffroy in Humboldt, 1812)	sagui-da-serra-escuro	OD		EN	EN	EN
Atelidae						
<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812)	bugio-ruivo	OD				
<i>Brachyteles arachnoides</i> (E. Geoffroy, 1806)	muriqui-do-sul	OD		EN	EN	CR
Pitheciidae						
<i>Callicebus nigrifrons</i> (Spix, 1823)	sauá	OD				
CARNIVORA						
Canidae						
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	cachorro do mato	AF	1 (0,5%)			
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	lobo guará	OD		VU		
<i>Lycalopex vetulus</i> (Lund, 1842)	raposinha-do-campo	OD		VU		
<i>Canis familiaris</i> Linnaeus, 1758*	cachorro-doméstico	OD				

continua
to be continued

continuação - Tabela 1
continuation - Table 1

Taxon	Nome comum	Método	Registros (AF)	Ameaça		
				SP	BR	IUCN
Felidae						
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	gato-mourisco	AF	3 (1,5%)			VU
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	jaguatirica	AF	3 (1,5%)	VU		
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	puma	AF	12 (6,2%)	VU	VU	
Mustelidae						
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	irara	AF	1 (0,5%)			
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	furão	OD				
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	lontra	AF	1 (0,5%)	VU		
Procyonidae						
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	mão-pelada	AF	1 (0,5%)			
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	quati	OD				
ARTIODACTYLA						
Cervidae						
<i>Mazama americana</i> (Erxleben, 1777)	veado-mateiro	AF	17 (8,7%)	EN		
<i>Mazama gouazoubira</i> (G. Fischer, 1814)	veado-ará	AF	48 (24,6%)			
Tayassuidae						
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	cateto	AF	63 (32,3%)			
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	queixada	AF	1 (0,5%)	EN	VU	VU
Suidae						
<i>Sus scrofa</i> (Linnaeus, 1758)*	javali	AF	2 (1,0%)			
LAGOMORPHA						
Leporidae						
<i>Lepus europaeus</i> (Pallas, 1778)*	lebre-européia	AF	2 (1,0%)			
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	tapiti	OD				
RODENTIA						
Caviidae						
<i>Cavia aperea</i> (Erxleben, 1777)	préa	OD				
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	capivara	OD				
Cuniculidae						
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1758)	paca	AF	1 (0,5%)			
Dasyproctidae						
<i>Dasyprocta azarae</i> (Lichtenstein, 1823)	cutia	AF	11 (5,6%)			
Sciuridae						
<i>Guerlinguetus brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	esquilo	AF	2 (1,0%)			
Erethizontidae						
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	ouriço	OD				

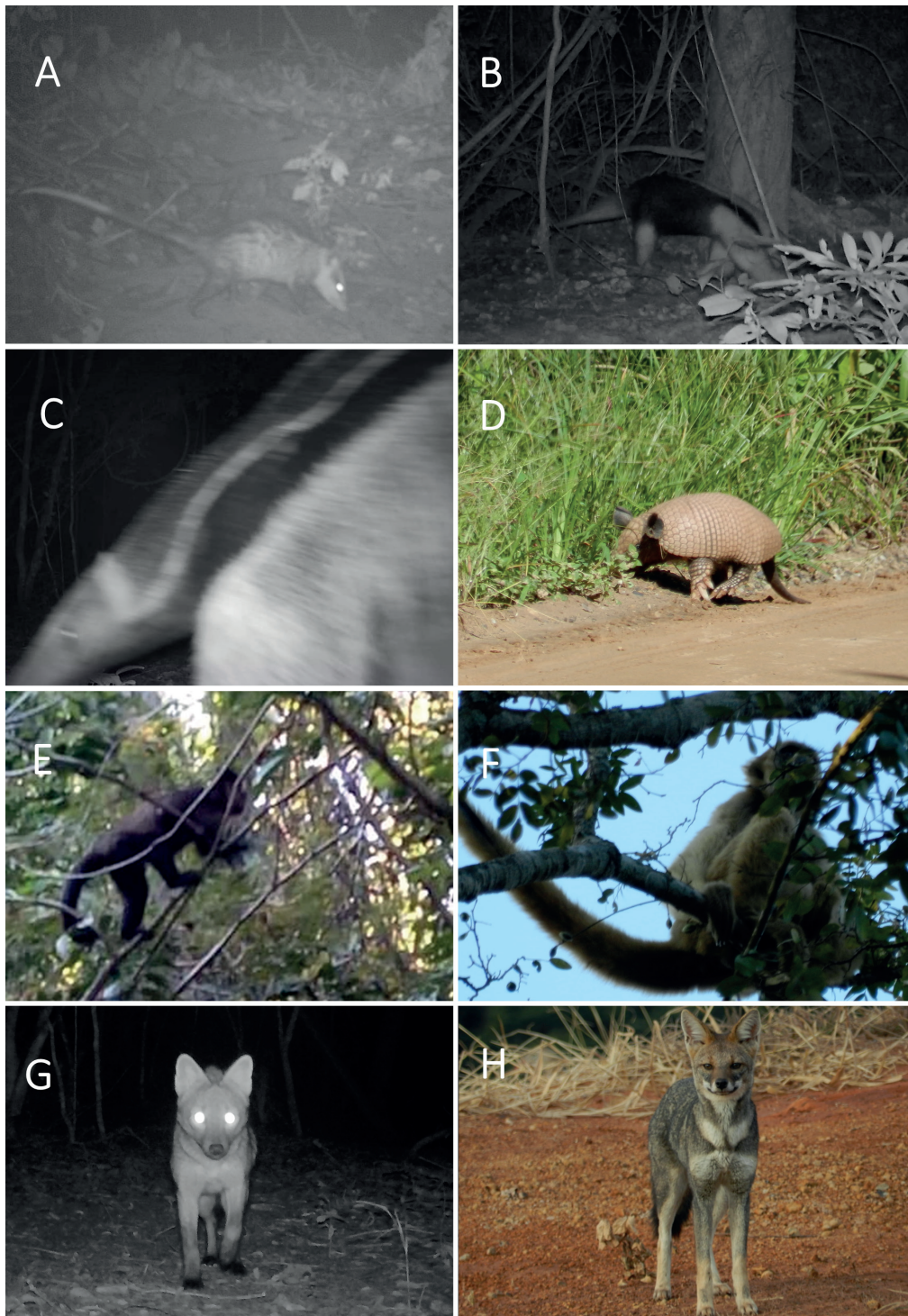


Figura 2. Algumas das espécies registradas na Estação Ecológica Barreiro Rico. Fotos: (A) *Didelphis albiventris*, (B) *Tamandua tetradactyla*, (C) *Myrmecophaga tridactyla*, (D) *Cabassous tatouay*, (E) *Sapajus nigritus*, (F) *Brachyteles arachnoides*, (H) *Cerdocyon thous*, (H) *Lycalopex vetulus*.

Figure 2. Some of the species registered at the Barreiro Rico Ecological Station. Photos: (A) *Didelphis albiventris*, (B) *Tamandua tetradactyla*, (C) *Myrmecophaga tridactyla*, (D) *Cabassous tatouay*, (E) *Sapajus nigritus*, (F) *Brachyteles arachnoides*, (H) *Cerdocyon thous*, (H) *Lycalopex vetulus*



Figura 3. Algumas das espécies registradas na Estação Ecológica Barreiro Rico. Fotos: (A) *Leopardus pardalis*, (B) *Puma concolor*, (C) *Herpailurus yagouaroundi*, (D) *Eira barbara*, (E) *Lontra longicaudis*, (F) *Procyon cancrivorus*, (G) *Mazama americana*, (H) *Mazama gouazoubira*.

Figure 3. Some of the species registered at the Barreiro Rico Ecological Station. Photos: (A) *Leopardus pardalis*, (B) *Puma concolor*, (C) *Herpailurus yagouaroundi*, (D) *Eira barbara*, (E) *Lontra longicaudis*, (F) *Procyon cancrivorus*, (G) *Mazama americana*, (H) *Mazama gouazoubira*.



Figura 4. Algumas das espécies registradas na Estação Ecológica Barreiro Rico. Fotos: (A) *Pecari tajacu*, (B) *Tayassu pecari*, (C) *Sus scrofa*, (D) *Lepus europaeus*, (E) *Hydrochoerus hydrochaeris*, (F) *Cuniculus paca*, (G) *Dasyprocta azarae*, (H) *Guerlinguetus brasiliensis*.

Figure 4. Some of the species registered at the Barreiro Rico Ecological Station. Photos: (A) *Pecari tajacu*, (B) *Tayassu pecari*, (C) *Sus scrofa*, (D) *Lepus europaeus*, (E) *Hydrochoerus hydrochaeris*, (F) *Cuniculus paca*, (G) *Dasyprocta azarae*, (H) *Guerlinguetus brasiliensis*.

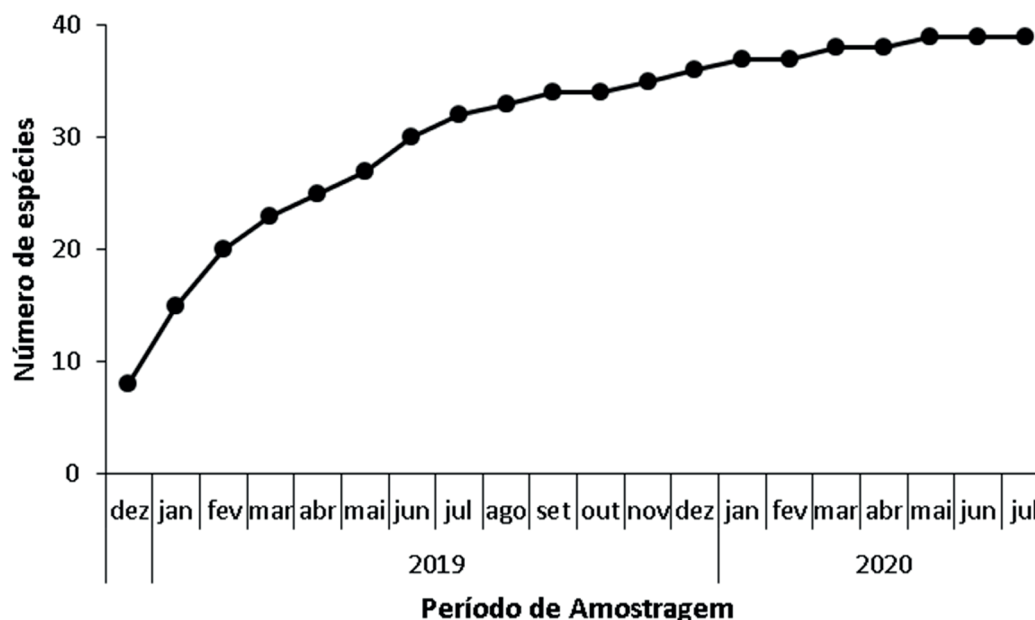


Figura 5. Curva de acumulação de mamíferos terrestres de médio e grande porte amostrados na Estação Ecológica Barreiro Rico, estado de São Paulo, sudeste do Brasil, entre 2018 e 2020.

Figure 5. Accumulation curve of medium and large terrestrial mammals sampled at the Barreiro Rico Ecological Station, state of São Paulo, southeastern Brazil, between 2018 and 2020.

4 DISCUSSÃO

A riqueza de espécies de mamíferos terrestres silvestres de médio e grande porte obtida na EEER (n=35), representa 80% das espécies desse grupo registradas para o estado de São Paulo (n=45, Vivo et al., 2011). Nosso levantamento acrescentou espécies não registradas anteriormente no mesmo remanescente florestal por Torres-Assumpção (1983) e Antunes e Eston (2009), que registraram respectivamente 22 e 30 espécies, revelando a importância de aumentar o esforço amostral, e de incluir as armadilhas fotográficas como metodologia complementar. Além disso, quatro dessas espécies com nova ocorrência estão vulneráveis a extinção no estado de São Paulo de acordo com o Decreto Estadual nº 53.494/2008 (São Paulo, 2008): *Myrmecophaga tridactyla* (Linnaeus, 1758), *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815), *Lycalopex vetulus* (Lund, 1842) e *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818). Algumas dessas espécies como *C. brachyurus* e *M. tridactyla* também foram identificadas em inventários da fauna realizados em municípios próximos como Botucatu, SP (Alves et al., 2012); São Carlos, SP (Dias et al., 2012) e Jaú, SP (Reale et al., 2014). Na Mata Atlântica, os

mamíferos são o grupo com a maior proporção de espécies ameaçadas de extinção, com aproximadamente 25% das espécies incluídas na Lista Vermelha de Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (ICMBio, 2018).

Estudos de mamíferos de médio e grande porte realizados em outros fragmentos e remanescentes florestais maiores pertencentes ao domínio da Mata Atlântica no Estado de São Paulo, identificaram riqueza similar ou pouco abaixo da registrada na EEER: 28 espécies na Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio (Talamoni et al., 2000), 29 espécies nas Estações Ecológicas Caetetus e Jureia-Itatins (Pardini e Develey, 2004), 36 espécies no Parque Estadual Carlos Botelho (Brocardo et al., 2012) e 35 espécies no Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Santa Virgínia (Rocha-Mendes et al., 2015). Em outras áreas protegidas de Mata Atlântica no sudeste e sul do Brasil, a riqueza variou entre 23 e 29 espécies (Kasper et al., 2007; Aximoff et al., 2015; Rosa e Souza, 2017; Mazza et al., 2018; Hübel et al., 2020). A riqueza de espécies que registramos na EEER (35 espécies nativas) indica que a área possui extrema importância para a conservação de mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica.

Duas ordens registradas na EEBR merecem destaque pela riqueza e pela função ecológica desempenhada por suas espécies. A ordem Carnívora apresentou a maior riqueza com 11 espécies, resultado comumente obtido em áreas de Mata Atlântica (Chiarello, 1999; Negrão e Valladares-Pádua, 2006; Lyra-Jorge et al., 2008; Aximoff et al., 2015; Mazza et al., 2018). Em parte, isso se deve à grande mobilidade e capacidade de explorar ambientes antrópicos por algumas espécies desse grupo, que geralmente ocorrem em paisagens fragmentadas. Nesse sentido, a ocorrência de *Puma concolor* é notável como predador de topo que desempenha um papel importante na manutenção da teia trófica (Jorge et al., 2013), assim como *Leopardus pardalis* que ao se alimentar de roedores e marsupiais menores, bem como de presas maiores, como primatas, tatus e répteis, ajuda no controle de suas densidades populacionais (Bianchi et al., 2010).

A ordem dos primatas também merece destaque pela presença de cinco espécies nativas. Por conta disso, a EEBR é considerada como uma das áreas mais ricas desse grupo na Mata Atlântica, junto com outras UC (Aximoff, 2015; Aximoff e Vaz, 2016; Aximoff et al., 2016). Algumas UC no estado de São Paulo apresentam quatro espécies como os Parque Estaduais: Carlos Botelho, Cantareira e Serra do Mar (Culot et al., 2019), enquanto outras apenas três espécies, como o P.E. do Morro do Diabo (Cullen Jr. et al., 2001) e a E.E. de Caetetus (Tabanez et al., 2005). Duas das cinco espécies registradas são consideradas ameaçadas de extinção no território brasileiro (ICMBio, 2018): *Callithrix aurita* (E. Geoffroy Humboldt, 1812) e *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy, 1806).

Além das espécies ameaçadas de extinção, diversas outras espécies registradas na EEBR e em outras UC e locais próximos são consideradas como altamente sensíveis a mudanças ambientais e demais fatores de ameaça provocados pelo homem (caça, por exemplo), como *B. arachnoides*, *Callicebus nigrifrons*, *Cuniculus paca* (Linnaeus, 1766), *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758), e *Tayassu pecari* (Link, 1795) (Tabanez et al., 2005; Alves et al., 2012; Dias et al., 2012; Reale et al., 2014). A comparação dos resultados dos estudos realizados por Torres-Assumpção (1983) e Antunes e Eston (2009) nas florestas de Barreiro Rico revelaram que após o intervalo de 20 anos, algumas espécies de primatas, porcos selvagens e cervídeo apresentaram abundância relativa significativamente menor. Ameaças antrópicas relacionadas a caça, desmatamento e degradação dos

fragmentos florestais, foram apontadas como possíveis fatores a impactar as populações dessas espécies (Antunes e Eston, 2009).

Há pouco mais de 15 anos, Antunes (2005) identificou que 20 espécies de aves desapareceram do fragmento, ocupado atualmente pela EEBR, e outras 36 declinaram significativamente. Apesar dos apelos dos ambientalistas e da sociedade, de maneira geral, muitas espécies ainda são submetidas à pressão da caça furtiva (Brocardo e Cândido-Júnior, 2012; Parry e Peres, 2015; Travassos et al., 2018), e também à predação e competição com espécies exóticas invasoras (Doherty et al., 2016; Rosa et al., 2017). A presença de espécies exóticas não registradas anteriormente na EEBR, *Canis familiaris* Linnaeus, 1758 e *Sus scrofa* (Linnaeus, 1758), pode estar impactando de maneira direta a comunidade de mamíferos (Galetti e Sazima, 2006). Até então, apenas *Lepus europaeus* (Pallas, 1778) era considerada exótica na UC.

A baixa frequência de registros de *Cuniculus paca* e de *Sylvilagus brasiliensis* (Linnaeus, 1758) poderia estar relacionada, por exemplo, tanto à presença de cachorro doméstico que possui potencial de predação para as duas espécies quanto à presença de caçadores (Young et al., 2011; Lessa et al., 2016). Importante ressaltar que o possível impacto de *L. europaeus* sobre a espécie nativa *S. brasiliensis* é ainda desconhecido (Rosa et al., 2017). O controle de *S. scrofa* na UC é de extrema importância e urgência antes que a espécie estabeleça uma população invasora (Blackburn et al., 2011). Devido aos seus hábitos degradantes da paisagem, *S. scrofa* tem sido responsável pela descaracterização de ambientes da Mata Atlântica, bem como de áreas rurais (Hegel e Marini, 2013; Rosa et al., 2017). Essa espécie está entre as 100 principais invasoras no mundo (Lowe et al., 2000).

As ameaças já identificadas aqui como a presença de espécies exóticas invasoras, caça, ocorrência de incêndios florestais nos anos de 2012 (800ha atingidos) e 2018 (370ha), além dos atropelamentos em estradas e rodovias no entorno da EEBR (João Marcelo Elias, comunicação pessoal) refletem um padrão global de ameaças para mamíferos (Hoffmann et al., 2010; Doherty et al., 2016), podendo afetar inclusive processos ecológicos desempenhados por esse grupo (Regolin et al., 2017). Embora as ações preventivas e educativas junto à comunidade e as propriedades particulares no entorno da EEBR vêm sendo realizadas pela equipe da EEBR, é fundamental

que essas sejam contínuas. O reflorestamento que vem sendo realizado nos trechos de potencial formação de corredores ecológicos é fundamental para permitir futuramente o compartilhamento de espécies e também por aumentar a disponibilidade de habitat, sobretudo para os carnívoros que necessitam de grandes áreas de vida (Cardillo et al., 2005; Galetti et al., 2009; Regolin et al., 2017). A frequência elevada de *Mazama gouazoubira* (G. Fischer, 1814) e de *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758) além de outros mamíferos dispersores de sementes na EEER pode auxiliar nessa regeneração dos fragmentos florestais (Wright e Duber, 2001; Desbiez et al., 2012; Duarte et al., 2012; Bueno et al., 2013).

5 CONCLUSÃO

Nossos resultados revelam que a riqueza de mamíferos de médio e grande porte presentes na EEER corresponde a 80% da encontrada no território paulista, sendo superior à registrada em muitas das Unidades de Conservação de maior extensão presentes no domínio da Mata Atlântica. Além disso, registramos mais de uma dezena de espécies ameaçadas de extinção. Assim, entendemos que a EEER cumpre um papel fundamental para conservação de mamíferos não só em São Paulo, mas em toda a Mata Atlântica brasileira. Nesse sentido, ações proativas executadas pela equipe gestora deve ser permanente a fim de garantir proteção e a manutenção de populações viáveis dos mamíferos de médio e grande porte presentes na UC. Este estudo mostrou a importância da realização de novos inventários em áreas já estudadas, de maneira a atualizar e monitorar aspectos da comunidade ao longo do tempo. Além disso este trabalho também servirá para subsidiar o Plano de Manejo da UC. Conhecer as espécies que ocorrem em uma determinada área é uma ferramenta importante, pois sem essas informações é praticamente impossível desenvolver iniciativas de conservação.

6 AGRADECIMENTOS

À equipe da Fundação Florestal, Lucila Manzatti, Edson Montilha e Rodrigo Levkovicz pelo apoio e incentivo à pesquisa científica. Aos revisores anônimos pelas importantes contribuições, ao Departamento de Inovação – InovUERJ, pela concessão da Bolsa Qualitec para o terceiro autor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARES, C.A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES, T.R.; FONSECA, R.C.; ENGEL, V.L. Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na cuesta de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia: Série Zoologia*, v. 102, n. 2, p. 150-158, 2012.
- ANTUNES, A.Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 13, n. 1, p. 47-61, 2005.
- _____.; ESTON, M.R. Mamíferos (Chordata: Mammalia) florestais de médio e grande porte registrados em Barreiro Rico, Anhembi, Estado de São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, v. 21, n. 2, p. 201-215, 2009.
- AXIMOFF, I. Confirmação da ocorrência do muriqui-do-norte (Primates, Atelidae) no Parque Nacional do Itatiaia, Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 18, n. 1, p. 1-5, 2015.
- _____.; VAZ, S.M. Brown howler monkey (Primates, Atelidae) in high altitude grasslands and with colour anomaly in the Itatiaia National Park, south-east Brazil. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 1, p. 1, 2016.
- _____.; CRONEMBERGER, C.; PEREIRA, F.A. Amostragem de longa duração por armadilhas fotográficas dos mamíferos terrestres em dois parques nacionais no estado do Rio de Janeiro. **Oecologia Australis**, v. 19, n. 1, p. 215-231, 2015.
- _____. et al. Registros de *Callithrix aurita* (Primates, Callitrichidae) e seus híbridos no Parque Nacional do Itatiaia. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 4, p. 520-525, 2016.
- BIANCHI, R.D.C.; MENDES, S.L.; JÚNIOR, P.D.M. Food habits of the ocelot, *Leopardus pardalis*, in two areas in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 45, v. 3, p. 111-119, 2010.

- BLACKBURN, T.M. et al. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-339, 2011.
- BOGONI, J.A. et al. Landscape features lead to shifts in communities of medium-to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. **J Mammal Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 3, p. 713-725, 2016.
- BRIANI, D.C. et al. Mamíferos não voadores de um fragmento de mata mesófila semidecídua, do interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Holos Environment**, v. 1, n. 2, p. 141-149, 2001.
- BROCARD, C.R.; CÂNDIDO-JR, J.F. Persistência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de floresta ombrófila mista no estado do Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 36, n. 2, p. 301-310, 2012.
- _____. et al. Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, *Continuum* florestal do Paranapiacaba. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 4, p. 198-208, 2012.
- BUENO, R.S. et al. Functional redundancy and complementarities of seed dispersal by the last Neotropical Megafrugivores. **PLoS ONE**, v. 8, n. 2, 2013.
- CARDILLO, M. et al. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. **Science**, v. 309, p. 1239-1241, 2005.
- CESAR, O.; LEITÃO FILHO, H.F. Estudo fitossociológico de mata mesófila semidecídua na fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, p. 443-452, 1990.
- CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammals communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, n. 1, p. 71-82, 1999.
- CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL. Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Instituto Estadual de Florestas, MG. **Avaliação e ações prioritárias para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília-DF: Secretaria de Biodiversidade e Florestas do Ministério do Meio Ambiente, 2000. 46 p.
- CULLENJR., L.; BODMER, E.R.; VALLADARES-PÁDUA, C. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, v. 35, n. 2, p. 137-144, 2001.
- CULOT, L. et al. ATLANTIC PRIMATES: a dataset of communities and occurrences of primates in the Atlantic Forests of South America. **Ecology**, v. 100, n. 1, e02525. 2019.
- DESBIEZ, A.L.J. et al. Avaliação do risco de extinção do cateto *Pecari tajacu* Linnaeus, 1758, no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, p. 74-83, 2012.
- DIAS, W.A.F.; TEZORI, R.F.F.; OLIVEIRA, A.K. Registro de mamíferos de médio e grande porte em dois fragmentos florestais no município de São Carlos, Estado de São Paulo. **Multiciência**, v. 11, p. 277-293, 2012.
- DOHERTY, T.S. et al. Invasive predators and global biodiversity loss. **Proceedings of National Academy of Sciences**, v. 113, n. 40, p. 11261-11265, 2016.
- DUARTE, J.M.B. et al. Avaliação do risco de extinção do veado-catingueiro *Mazama gouazoubira* G. Fischer [von Waldheim], 1814, no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, p. 50-58, 2012.
- GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impact of feral dogs in an urban Atlantic forest fragment in southeastern Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 1, p. 58-63, 2006.
- _____. et al. Priority areas for conservation of Atlantic Forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1229-1241, 2009.
- _____. et al. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Animal Conservation**, v. 20, n. 3, 2017.
- GRAIPEL, M.E. et al. Características associadas ao risco de extinção nos mamíferos terrestres da Mata Atlântica. **Oecologia Australis**, v. 20, p. 81-108, 2016.
- HEGEL, C.G.Z.; MARINI, M.A. Impact of the wild boar, *Sus scrofa* on a fragment of Brazilian Atlantic Forest. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 8, n. 1, p. 17-24, 2013.

HOFFMANN, M. et al. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. **Science**, v. 330, n. 6010, p. 1503-1509, 2010.

HÜBEL, M. et al. Mamíferos de médio e grande porte na Área de Proteção Ambiental Municipal do Rio Vermelho em Santa Catarina, sul do Brasil. **Oecologia Australis**. Disponível em: <<https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/issue/view/1109/showToc>>. Acesso em: 21 jul. 2020.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.- ICMBio. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos**. Brasília, DF: ICMBio, 2018. 492p.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2018-2. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org.2018>>. Acesso em: 5. Jan. 2019.

JORGE, M.L.S. et al. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 163, p. 49-57, 2013.

KASPER, C.B. et al. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 1087-1100, 2007.

LESSA, I., et al. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? **Brazilian Journal of Nature Conservation**, v. 14, n. 2, p. 46-56, 2016.

LOWE, S. et al. **100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database**. Gland: The Invasive Species Specialist Group (ISSG)/World Conservation Union (IUCN), 2000. 12 p.

LYRA-JORGE, M.C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V.R. Carnivores mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo state, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 1573-1580, 2008.

MAGALHAES, J. C. As aves na fazenda Barreiro Rico. São Paulo: **Pleiade**, 1999. 215 p.

MAZZA, I. et al. Mamíferos de médio e grande porte registrados em florestas dominadas por *Araucaria angustifolia* na RPPN Alto-Montana, Serra da Mantiqueira. **Oecologia Australis**, v. 22, n. 1, p. 74-88, 2018.

MELO, G.L.; SPONCHIADO, J.N.C.; CACERES, N.C. Utilização de armadilhas fotográficas em carreiros naturais e abrigos para amostragem de mamíferos da Mata Atlântica. **Iheringia, Série Zoológica**, v. 102, p. 88-94, 2012.

MITTERMEIER, R.A. et al. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Mexico City: CEMEX, 2004. 392 p.

NALON, M.A. et al. Meio físico e aspectos da fragmentação. In: RODRIGUES, R.R.; BONONI, V.L.R. (Orgs.). **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. p. 14-21.

NEGRÃO, M.F.F.; VALLADARES-PÁDUA, C. Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1-13, 2006.

PAGLIA, A.P. et al. Annotated checklist of Brazilian mammals. **Occasional Papers in Conservation Biology**, v. 6, p. 1-76, 2012.

PARDINI, R.; DEVELEY, P.F. Mamíferos de médio e grande porte na Estação Ecológica Jureia- Itatins. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Org.). Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna. Ribeirão Preto: **Holos**, 2004. p. 304-313.

PARRY, L.; PERES, C. Evaluating the use of local ecological knowledge to monitor hunted tropical-forest wildlife over large spatial scales. **Ecology and Society**, v. 20, n. 3, 2015.

QUINTELA, F.M.; DA ROSA, C.A.; FEIJÓ, A. Updated and annotated checklist of recent mammals from Brazil. **Anais Academia Brasileira de Ciências**, v. 92 (Supl. 2): e20191004, 2020.

REALE, R.; FONSECA, R.C.B.; UIEDA, W. Medium and large-sized mammals in a private reserve of natural heritage in the municipality of Jaú, São Paulo, Brazil. **Check List**, v. 10, n. 5, p. 997-1004, 2014.

REGOLIN, A.L. et al. Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v. 98, n. 6, p. 1721-1731, 2017.

RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROCHA-MENDES, F. et al. Mamíferos não voadores do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 1, 2015.

RODRIGUES, R.R.; BONONI, V.L.R. **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. 248 p.

ROSA, C.A.; SOUZA, A.C. Large and medium-sized mammals of Nova Baden State Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 13, n. 3, p. 21-41, 2017.

_____. et al. Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. **Biological Invasions**, v. 19, n. 7, p. 2101-2123, 2017.

SÁ, P.B. et al. **Levantamento florístico da Estação Ecológica Barreiro Rico**, Anhembi – SP. Iniciativa Verde. (Projeto Nascentes), 2019. 34p.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 51.381, de 19 de dezembro de 2006. Cria, no Município de Anhembi, a Estação Ecológica do Barreiro Rico. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, v. 116, n. 240, 2006. Seção I, p. 1. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2006/decreto-51381-19.12.2006.html>>. Acesso em: 21 jul. 2020.

_____. Decreto Estadual nº 53.494, de 2 de outubro de 2008. Declara as Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas, as Quase Ameaçadas, as Colapsadas, Sobrexplotadas, Ameaçadas de Sobrexplotação 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, 2008. Seção I, p. 1-10. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2008/decreto-53494-02.10.2008.html>>. Acesso em: 21 jul. 2020.

SÃO PAULO (Estado) Decreto Estadual nº 63.853, de 27 de novembro de 2018. Declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, v. 128, n. 221, 2018. Seção I, p. 1-10. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2018/decreto-63853-27.11.2018.html>>. Acesso em: 21 jul. 2020.

_____. Decreto Estadual nº 63.994, de 21 de dezembro de 2018. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, v. 128, n. 239, 2018. Seção I, p. 5-20. Cria a Área de Proteção Ambiental Barreiro Rico, e dá providências correlatas. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/norma/189026>>. Acesso em: 21 jul. 2020.

SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. Fundação SOS Mata Atlântica, & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2018-2019**. São Paulo, 2020. 63 p.

SOUZA, Y. et al. ATLANTIC MAMMALS: a dataset of assemblages of medium and large-sized mammals of the Atlantic Forest of South America. **Ecology**, v. 100, n. 10, e02785. 2019.

SRBEK-ARAUJO, A.C.; CHIARELLO, A.G. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 51-62, 2013.

_____.; KIERULFF, M.C.M. Mamíferos de médio e grande porte das florestas de Tabuleiro do norte do Espírito Santo: grupos funcionais e principais ameaças. **Floresta Atlântica de Tabuleiro: Diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale**, p. 469-480, 2016.

TABANEZ, M.F. et al. Plano de Manejo da Estação Ecológica dos Caetetus. **IF Série Registros**, v. 29, p. 1-104, 2005.

TALAMONI, S.A.; MOTTA-JUNIOR, J.C.; DIAS, M.M. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luiz Antônio. **Estudos integrados em ecossistemas, Estação Ecológica de Jataí**, n. 1, p. 317-329, 2000.

ELIAS, J.M.; BEDUSCHI, C.E.; AXIMOFF, I. Mamíferos da Estação Ecológica Barreiro Rico, SP

TORRES-ASSUMPÇÃO, C. **An ecological study of primates of southeastern Brazil, with a reappraisal of *Cebus apella* races.** 1983. 402 f. Ph.D. (Thesis) - University of Edinburgh, Edinburgh.

TRAVASSOS, L. et al. Living and lost mammals of Rio de Janeiro's largest biological reserve: an updated species list of Tinguá. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, e20170453. 2018.

VIVO, M. et al. Checklist dos mamíferos do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 1-21, 2011.

WRIGHT, S.J.; DUBER, H.C. Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the Palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. **Biotropica**, v. 33, n. 4, p. 583-595, 2001.

YOUNG, J. K. et al. Is Wildlife Going to the Dogs? Impacts of Feral and Freeroaming Dogs on Wildlife Populations. **Bioscience**, v. 61, n. 2, p. 125-132, 2011.

MODIFICAÇÕES ANATÔMICAS E FÍSICA DE COLMOS DE *Guadua* sp. SUBMETIDOS A TRATAMENTOS PRESERVATIVOS CONVENCIONAIS E NATURAIS ¹

ANATOMICAL AND PHYSICAL CHANGES OF *Guadua* sp. CULMS SUBMITTED TO CONVENTIONAL AND NATURAL PRESERVATIVE TREATMENTS

Moisés Silveira LOBÃO^{2,8}; Fernanda Trislitz Perassolo GUEDES³; Mariane Pita DE SÁ⁴; Michaela Nascimento QUEIROZ⁴; Lucas Vieira Lemos ROMEU⁴; Neila Cristina de Lima FERNANDES⁵; Percy Amílcar Zevallos POLLITO⁶; Mario TOMAZELLO-FILHO⁷

RESUMO - Os colmos das espécies de bambu que ocorrem em regiões tropicais, como as do gênero *Guadua*, são suscetíveis aos organismos xilófagos o que implica na redução de sua vida útil nas inúmeras e importantes aplicações. Desta forma, preconiza-se a aplicação de produtos preservativos naturais ou convencionais para aumentar a sua durabilidade quando em uso. O presente trabalho tem como objetivos avaliar as modificações das características anatômicas e física de colmos de *Guadua* sp. submetidos a tratamentos preservativos com produtos convencionais, naturais e residuais. Colmos de bambus do gênero *Guadua* sp. foram coletados na floresta do Parque Zoobotânico da UFAC e preparados corpos de prova submetidos aos tratamentos com água salgada, óleo residual e solução de boro. As alterações da estrutura anatômica e da densidade aparente dos colmos foram analisadas por técnicas de histologia e de densitometria de raios X, indicando que somente o tratamento com solução salina (água salgada e solução com boro) resultou em diferença significativa ($p < 0,05$) em relação à testemunha. Os resultados da Análise de Componentes Principais mostraram que a características anatômicas e física dos colmos mais relevantes foram a % de parênquima-fibras e a densidade nos componentes 1 e 2, respectivamente. No presente trabalho são discutidos os aspectos da efetividade, praticidade dos tratamentos preservativos dos colmos de bambus do gênero *Guadua*.

Palavras-chave: Bambu; Preservação; Durabilidade.

ABSTRACT - The culms of bamboo species that occur in tropical regions, such the genus *Guadua*, are susceptible to xylophagous organisms, reducing their useful life in numerous and important applications. Thus, it is recommended the application of natural or conventional preservative products to increase its durability when in use. The present work aims to evaluate the changes in the anatomical and physical characteristics of *Guadua* sp. bamboo culms subjected to preservative treatments with conventional and natural and residual products. Bamboo culms of *Guadua* sp. were collected from the UFAC Zoobotanical Park Forest and specimens were prepared and subjected to salt water, residual oil and boron solution treatments. Changes in the culm anatomical structure and density were analysed by histology and X-ray densitometry techniques, indicating that only treatment with saline resulted in a significant difference ($p < 0.05$) in relation to the control. The results of the PCA analysis showed that the of most relevant culms anatomical and physical characteristics were the % of parenchyma and fibres and the density in components 1 and 2, respectively. In the present work, aspects of effectiveness, practicality, etc. are discussed concerned to preservative treatments of *Guadua* bamboo culms.

Keywords: Bamboo; Preservation; Durability.

¹Recebido para análise em 13.01.2021. Aceito para publicação em 12.03.2021.

²Universidade Federal do Acre, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, Rod. BR 364, Km 04, Distrito Industrial, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil.

³Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP), Av. Pádua Dias, 235, 13418-900, Piracicaba, SP, Brasil.

⁴Universidade Federal do Acre, Rod. BR 364, Km 04, Distrito Industrial, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil.

⁵Universidade Federal do Acre, Laboratório da Universidade Federal do Acre, Rod. BR 364, Km 04, Distrito Industrial, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil.

⁶Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios-UNAMAD, Av. Jorge Chávez, Puerto Maldonado Madre de Dios, Perú.

⁷Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP), Departamento de Ciências Florestais, Av. Pádua Dias, 235, 13418-900, Piracicaba, SP, Brasil.

⁸Autor para correspondência: Moisés Silveira Lobão - moiseslobao6@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento de pesquisas relacionados com a utilização dos colmos das espécies de bambu está concentrado, em sua maioria, nos países orientais, onde ocorrem naturalmente importantes e valiosas espécies de bambu, como as do gênero *Phyllostachys*, dentre outras. Como uma das exceções, pode-se mencionar os bambus do gênero *Guadua*, originários da América e utilizados na Colômbia e Equador, com várias espécies nativas no Brasil (Silveira, 2001; Pereira e Beraldo, 2007).

No Brasil, os bambus nativos ocorrem na região sudoeste da Amazônia, destacando-se o estado do Acre, com 38% de suas florestas compostas por vários gêneros de bambus lenhosos, como *Elytostachys* spp., *Arthrostylidium* spp., *Guadua weberbaueri* Pilg., *Guadua sarcocarpa* Londoño & P.M. Peterson e outras espécies do gênero (Judziewicz et al., 1999; Ghavami e Marinho, 2005; Murad, 2011). Nessa região, os bambus nativos ocorrem em aproximadamente de 600 mil ha, as áreas de tabocais, nos estados do Acre e sul do Amazonas e nas regiões vizinhas da Bolívia e do Peru, sendo considerada a maior área contínua de bambus nativos no mundo (Silveira, 2001; Lima et al., 2012; Miranda, et. al., 2017).

Os colmos de bambu, como material biológico, estão sujeitos à biodeterioração por insetos e fungos xilófagos, com vida útil de 1 a 3 anos e, se tratados com preservativos de 10 a 15 anos (Beraldo, et. al., 2003; Pereira e Beraldo, 2007). Os fungos causadores da degradação dos componentes lignocelulósicos dos colmos de bambu, são da classe dos basidiomicetos causando a podridão parda e branca. Os fungos de podridão parda deterioram os polissacarídeos (celulose e polioses) da parede celular, e os de podridão branca, os polissacarídeos e a lignina dos tecidos dos colmos de bambu (Zabel e Morrell, 1992; Tiburtino et. al., 2015).

A rápida degradação biológica dos colmos de bambu constitui-se em uma das desvantagens de sua utilização, sendo resultado de sua estrutura anatômica caracterizada por feixes fibrovasculares circundados por tecido de parênquima, e que armazenam os grânulos de amido

(Beraldo e Azzini, 2004; Pereira, 2012). O tratamento preservativo dos colmos de bambu para a proteção dos organismos xilófagos exige uma abordagem ecológica e utilização de produtos naturais e residuais (Saxena e Pandey, 2001), embora sejam aplicados e preconizados tratamentos com substâncias químicas sintéticas compostas por elementos tóxicos, com metais pesados (Espelho e Beraldo, 2008).

A efetividade do tratamento dos colmos de bambu está relacionada com a penetração e difusão dos preservativos no interior das células e tecidos que constituem a sua estrutura anatômica, seja pelo lume das células do sistema condutor (células do proto-metaxilema e do floema) e, pelas pontuações existentes em suas paredes e na dos elementos de sustentação (tecidos ou bainha de fibras) e de armazenamento (tecidos de parênquima), este geralmente preenchido por grânulos de amido (Santini, 1988; Silva, 2011).

Pelo exposto, estudos sobre a efetividade da aplicação de preservativos convencionais comparados aos naturais e as alterações induzidas na estrutura anatômica e na densidade de colmos de bambus do gênero *Guadua* sp., são importantes para preconizar as suas aplicações e usos finais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Coleta e Preparo dos Corpos de Prova dos Colmos de Bambu

Os colmos dos bambus do gênero *Guadua* foram coletados na Floresta Secundária do Parque Zoobotânico, Campus Sede da Universidade Federal do Acre – UFAC, município de Rio Branco, Acre. As 12 amostras dos colmos de bambu foram retiradas no interior e na borda dessa floresta (Figura 1). Os colmos de bambu foram seccionados transversalmente em sua região basal, intermediária e apical e, destas cortadas seções longitudinais de 3 cm de largura com auxílio de lâmina e padronizados em comprimento de 50 cm com serra circular. Os corpos de prova de bambu foram lixados para a retirada das irregularidades em sua superfície e separados em lotes de 18 peças para cada tratamento, compreendendo um total de 72 taliscas (corpos de prova).

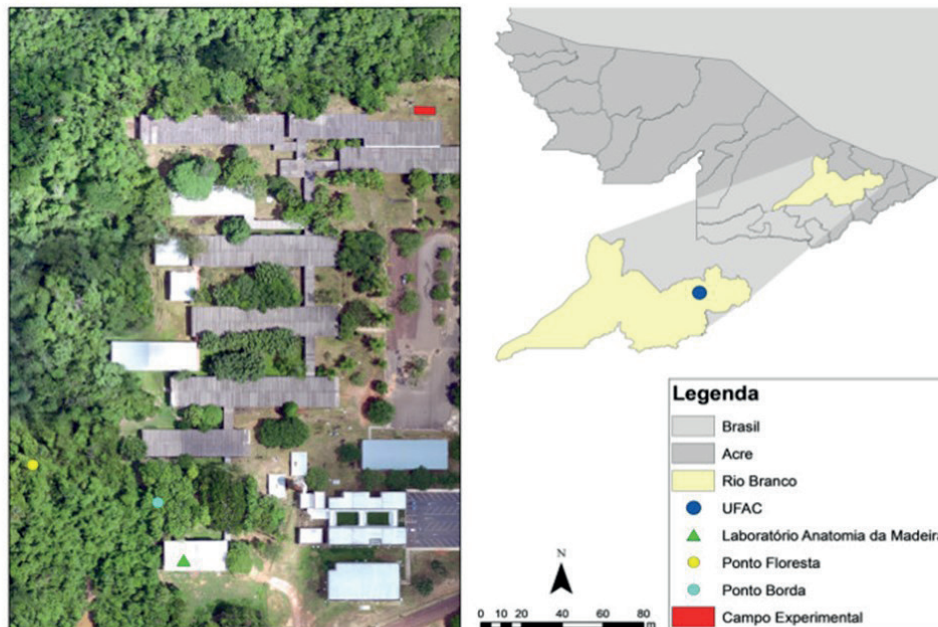


Figura 1. Área de coleta dos colmos de bambu no Parque Zoobotânico, Campus Sede da Universidade Federal do Acre – UFAC, município de Rio Branco, Acre.

Figure 1. Bamboo culms collection area in the Zoobotanical Forest Park, Campus of the Federal University of Acre – UFAC, municipality of Rio Branco, Acre.

2.2 Tratamentos Preservativos dos Colmos de Bambu

Os 4 tratamentos preservativos aplicados nos corpos de prova dos colmos de bambu *Guadua* foram: (a) **Tratamento banho quente-frio com água salgada:** os corpos de prova dos colmos de bambu foram imersos em água salgada (1kg de sal/10 l de água) e aquecidos à 90 °C de temperatura em tanque de preservação. Cada extremidade dos corpos de prova dos colmos permaneceu por 30 min nestas condições, retirados e submetidos a banho frio (1 semana) e mantidos para secagem natural em condições de laboratório; (b) **Tratamento banho quente-frio com óleo residual de fritura:** os corpos de prova dos colmos de bambu foram imersos em óleo de fritura (coletado para reciclagem e filtrado) em mistura com água (proporção 1:1) à temperatura de 90 °C e secados, de acordo com o descrito no item (a); (c) **Tratamento preservativo com Borato de Cobre Cromatado (CCB):** os corpos de prova dos colmos

de bambu foram imersos em solução de CCB (200 g bórax, 200 g sulfato de cobre, 40 ml ácido acético, 20 l água) por 2 semanas e secados, de acordo com o item (a); (d) **Tratamento testemunha:** os corpos de prova dos colmos de bambu foram secos (85 °C, 72 h) em estufa de circulação forçada e mantidos em condições de laboratório.

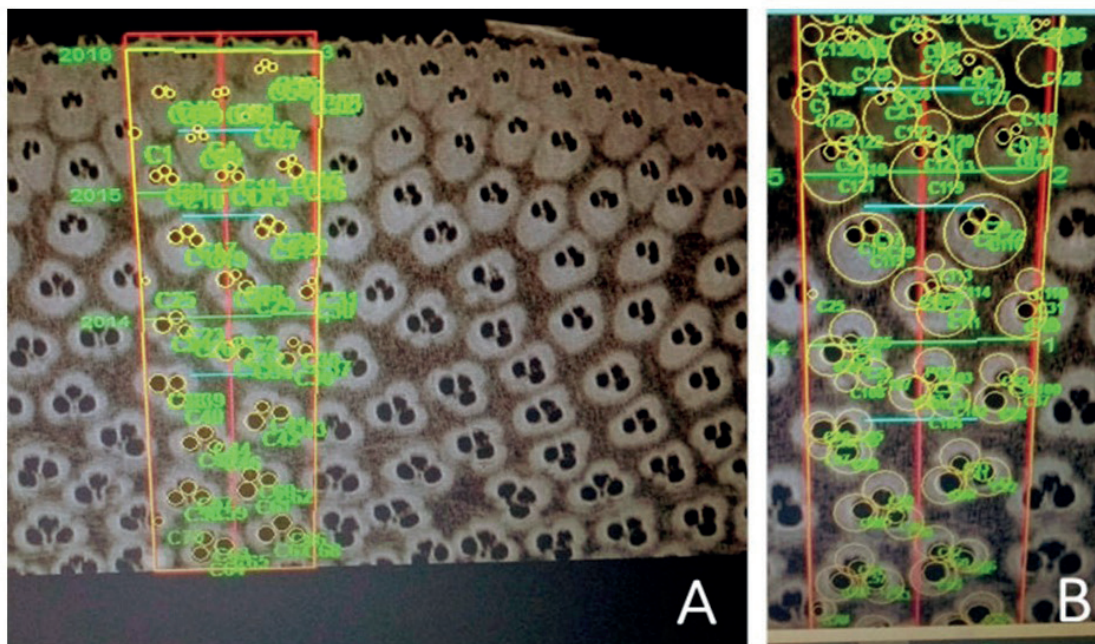
2.3 Caracterização Anatômica Microscópica dos Colmos de Bambu

Corpos de prova orientados dos colmos de bambu (1 x 3 x 5 cm; transversal, “radial” e tangencial) foram imersos em água aquecida; obtidas seções transversais finas (15-20 µm de espessura) com navalha de aço em micrótomo de deslizamento; as seções do lenho foram tratadas em água sanitária, coradas (safranina, lugol e azul de astra) e montadas em lâminas permanentes com resina, de acordo com a metodologia da IAWA (1989) e de Burger e Richter (1991).

2.4 Quantificação dos Elementos Anatômicos dos Colmos de Bambu

As seções transversais do lenho dos colmos de bambu dos diferentes tratamentos

foram examinadas sob estereoscópio de luz (25-400x) e coletadas imagens com câmera digital e, em seguida, determinada a % dos tecidos de parênquima, feixes vasculares e fibras com o software Image - Pro Plus (Figura 2, A-B).



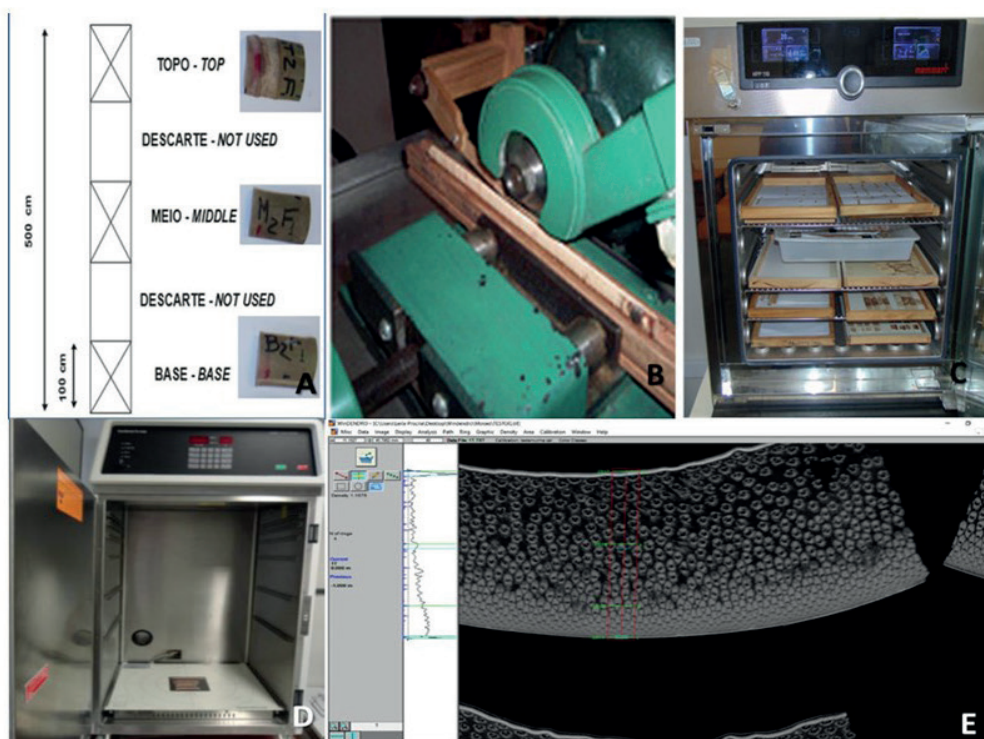


Figura 3. Corpos de prova dos colmos de bambu *Guadua* sp. (A) amostragem nos colmos de bambu; (B) seccionamento transversal do colmo (2 mm) em equipamento de dupla serra paralela; (C) acondicionamento das amostras dos colmos em câmara de climatização; (D) equipamento de raios X Faxitron MX20- DC12; (E) imagem digital da seção transversal de colmo de bambu e aplicação do software WinDendroTM para a obtenção dos perfis de microdensidade e da densidade aparente média.

Figure 3. Bamboo culms of *Guadua* sp. (A) sampling of bamboo stalks; (B) cross sectioning of the bamboo stalk (2 mm) in parallel double saw equipment; (C) storage of bamboo stalks in an air-conditioning chamber; (D) Faxitron MX20-DC12 X-ray equipment; (E) digital image of the bamboo culm cross section and application of the WinDendroTM software to obtain the microdensity profiles and the mean apparent density.

2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS

Os valores médios das características anatômicas (% de fibras, feixes vasculares e parênquima) e física (densidade aparente) dos colmos de bambu foram submetido à análise de variância (ANOVA) e ao teste de médias de Tukey para a comparação das médias entre todos os tratamentos. O agrupamento das propriedades anatômicas e física dos colmos de bambu realizado pela técnica de Análise de Componentes Principais, com o

programa Statistica 7, analisando as covariâncias e as correlações, baseadas nas raízes (ou valores) das variáveis (características) e nos vetores gerados, em matrizes simétricas, considerando as duas primeiras raízes extraídas que apresentarem os maiores autovalores. A distância Euclidiana foi utilizada com base no conjunto de amostras de bambu de cada tratamento para verificar as similaridades ou dissimilaridades e quais propriedades anatômicas e física apresentaram maior diferença significativa entre as amostras dos diferentes tratamentos.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização Anatômica Microscópica dos Colmos de Bambu

A estrutura anatômica microscópica da seção transversal dos colmos de bambu *Guadua* sp, em 2 ampliações (Escala 50 µm e 200 µm), evidencia o efeito dos tratamentos pela análise dos tecidos vasculares, de sustentação e de armazenamento (Figura 4, A-F). A estrutura anatômica dos colmos de bambu submetidos ao tratamento de banho quente-frio de água salgada foi similar à dos colmos dos tratamentos testemunha e o com óleo residual. No entanto, observam-se diferenças no conteúdo do lume dos elementos vasculares e, principalmente, no das células de parênquima e da bainha de fibras em comparação com o observado nesses tecidos do tratamento controle (testemunha) (Figura 4, A-B) pelo efeito da solução diluída de cloreto de sódio. Da mesma forma, verifica-se a deposição de cristais de sódio no lume de algumas células do parênquima dos colmos de bambu (Figura 4, C-D).

A estrutura anatômica dos colmos de bambu do tratamento banho quente-frio com óleo residual é caracterizada pelo preenchimento do lume das células do parênquima, das fibras da bainha e dos elementos vasculares do metaxilema e do floema – também com aumento do seu diâmetro – por incrustações de óleo (Figura 4, E-F). Essas

observações indicam uma eficiente difusão dos compostos do óleo residual pelas pontuações e lume das células dos tecidos dos colmos de bambu e, em seguida, a sua deposição, contrastando com o tratamento controle (testemunha). De forma similar, Liu et al., (2020) verificou a deposição de resinas à base de álcool furfural no lume das células dos colmos de bambu.

Por outro lado, Espelho (2007) analisando a difusão dos elementos químicos do preservativo CCB em colmos de bambu-gigante, *Dendrocalamus giganteus* (Wallich ex Munro), verificou pequena deposição de minerais no lume das células do parênquima, indicativa de um tratamento deficiente aos organismos xilófagos.

Esse resultado foi corroborado por Gauss et al. (2018) na análise da difusão dos sais de octaborato dissódico nos tecidos dos colmos de bambu-gigante, *Dendrocalamus asper* (Schult.) Backer, pela inexistência em seu parênquima radial – a exemplo do lenho das folhosas e coníferas – restringindo a difusão pelas células dispostas longitudinalmente, principalmente as dos tecidos vasculares.

Os resultados indicam o potencial do método de imersão, na aplicação dos preservativos naturais e residuais pela eficiente difusão, distribuição e fixação no lume das células dos tecidos dos colmos de bambu *Guadua*, em comparação com menor efetividade dos preservativos à base de boro.

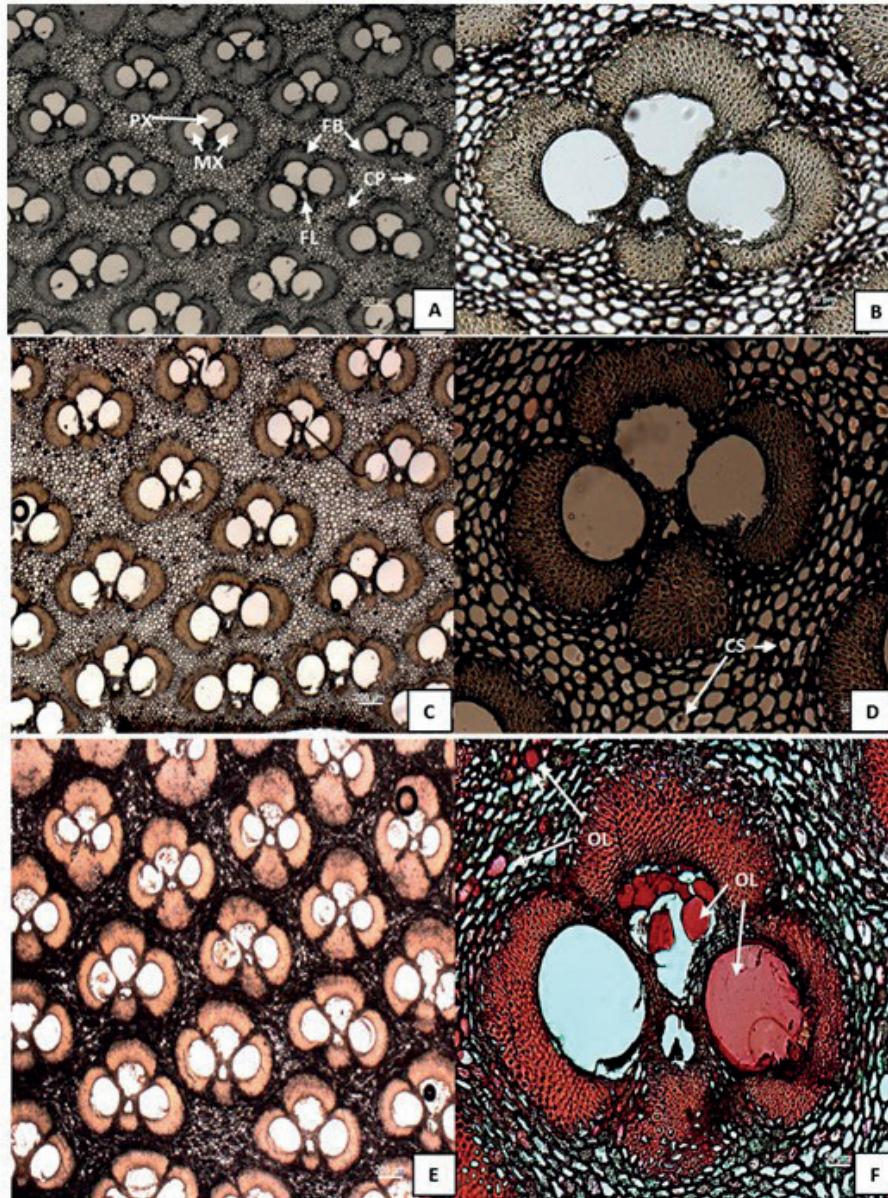


Figura 4. Seção transversal dos colmos de bambu – Tratamentos: (A, B) testemunha; (C, D) água salgada; (E, F) óleo, evidenciando a estrutura anatômica (feixes vasculares, fibras, parênquima).

Figure 4. Bamboo culm cross-section – Treatments: (A, B) control; (C, D) salt water; (E, F) oil, showing the anatomical structure (vascular bundles, fibers, parenchyma).

* PX – Protoxilema, MX – Metaxilema, FL – Floema, FB – Fibras, CP – Células Parenquimáticas, CS – Cristais de Sal, OL – Retenção de Substância Oleaginosa.

* PX – Protoxylem, MX – Metaxylem, FL – Phloem, FB – Fibers, CP – Parenchymal Cells, CS – Salt Crystals, OL – Oleaginous Substance Retention.

3.2 Quantificação dos Elementos Anatômicos dos Colmos de Bambu

Os resultados da % de área da bainha de fibras dos colmos de bambu *Guadua* indicaram diferenças entre os tratamentos. Os colmos de bambu do tratamento preservativo com Borato de Cobre Cromatado (CCB) contiveram maior % de área de bainha de fibras e com diferença significativa ($p<0,05$) em relação ao tratamento de água salgada e testemunha. Por outro lado, a % de bainha de fibras dos colmos de bambu tratados com óleo residual foi menor que a do tratamento com CCB e maior que a do tratamento testemunha, com diferença significativa com o tratamento de sal diluído ($p<0,05$), com % de área de bainha de fibras, não diferindo significativamente em relação à testemunha (Figura 5A).

Nesse aspecto, Silva e Beraldo (2012) analisaram o teor de bainha de fibras de taliscas de bambu tratadas com diferentes concentrações (10-20-30%) de ácido pirolenhoso, com água quente e testemunha. Observou-se maior % de feixe de fibras nos tratamentos com água quente e ácido pirolenhoso 30% considerados como os mais eficientes, a exemplo dos tratamentos de CCB e com óleo residual.

Os resultados da avaliação da % de área dos tecidos vasculares dos colmos de bambu indicaram um maior valor no tratamento com solução de CCB, com diferença significativa ($p<0,05$) em relação aos 3 tratamentos. Da mesma forma, há diferença significativa ($p<0,05$) da % de área dos feixes vasculares dos tratamentos testemunha e com água salgada, com o tratamento com óleo residual sem diferença significativa com os tratamentos testemunha e com água salgada. Os colmos de bambu tratados com CCB mostraram maior % de área de tecidos vasculares em relação aos da testemunha; o tratamento com água salgada resultou em menor % de área vascular em relação à testemunha, de 5,51 e 8,38 %, respectivamente (Figura 5B).

Os tecidos vasculares ocupam 10% da área dos colmos de bambu e se constituem na estrutura anatômica mais importante na impregnação e difusão de preservativos pela ausência de elementos

dispostos no sentido radial (Liese, 1985; Espelho, 2007; Pereira e Beraldo, 2007). Considera-se que a maior % de área de tecido vascular dos colmos de bambu no tratamento com CCB, deve-se ao preenchimento do lume dos elementos vasculares pelo boro no processo de imersão, e que mantém o seu maior diâmetro, sem uma usual contração no processo de secagem.

Os resultados da avaliação da % de área dos tecidos de parênquima, destacam-se os colmos de bambu do tratamento com água salgada com diferença significativa ($p<0,05$) em relação aos de óleo residual e o com CCB; não diferindo estatisticamente com a testemunha. Os colmos de bambu do tratamento com óleo residual não diferiram estatisticamente com os da testemunha ($p>0,05$), mas com diferença significativa ($p<0,05$) em relação ao tratamento com CCB, com a menor % de área de parênquima, em relação aos demais tratamentos (Figura 5C).

As células do parênquima dos colmos dos bambus possuem paredes delgadas e não lignificadas, com pontoações simples e preenchidas por grânulos de amido em uma das fases do desenvolvimento dos colmos (Tomazello Filho e Azzini, 1987). A imersão dos colmos de bambu em água por longo período pode levar à depleção dos grânulos de amido e na alteração das membranas das pontoações simples e, assim, aumentando a sua permeabilidade (Liese, 2004). A menor % de área de parênquima observada nos colmos de bambu tratados com CCB, em relação aos dos demais tratamento, parece relacionada com a sua imersão por 7 dias na solução de boro. Por outro lado, Singh (2003) relata que o aquecimento dos colmos de bambu em água resulta no processo de hidratação e de expansão dos grânulos de amido e, assim, podendo aumentar a % de área de parênquima. Ainda, Appezzato-da-Glória e Carmello-Guerreiro (2012) indicam que as células parenquimáticas dos colmos de bambu podem armazenar os cristais da solução preservativa – como para o tratamento de solução de água com sais de NaCl – aumentando a % de área de parênquima e diminuindo a % de fibras e de tecidos vasculares.

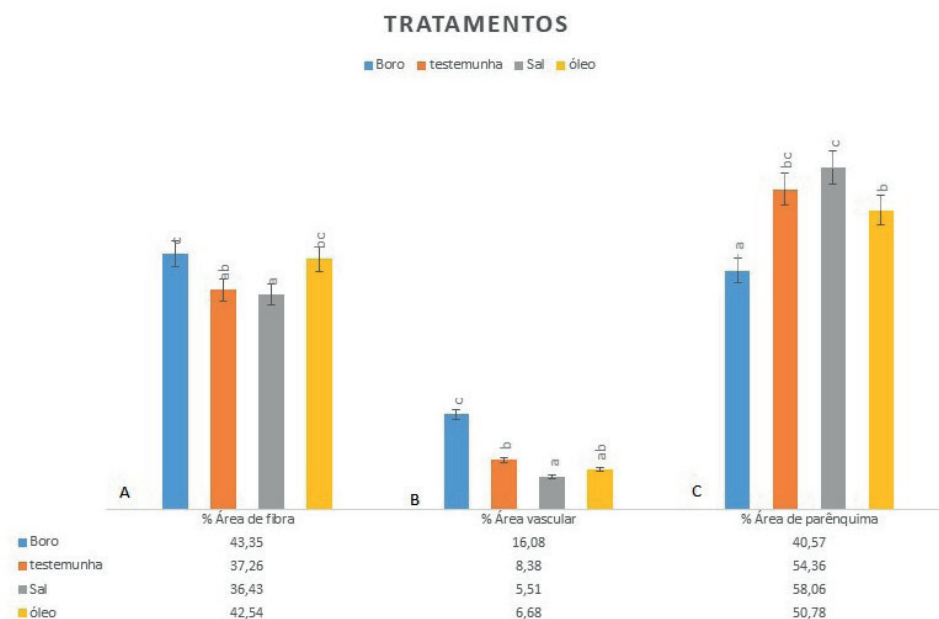


Figura 5. Estrutura anatômica dos colmos de bambu - % de área de (A) fibras; (B) feixes vasculares e (C) parênquima, dos tratamentos com (i) boro, (ii) testemunha, (iii) água salgada e (iv) óleo reciclado.

Figure 5. Bamboo culm anatomical structure - % area of (A) fibers; (B) vascular bundles and (C) parenchyma, from treatments with (i) boron, (ii) control, (iii) salt water and (iv) recycled oil.

*Colunas com letras distintas diferem estatisticamente a nível de significância de 5% ($p < 0,05$) pelo teste de Tukey.

* Columns with different letters differ statistically at a significance level of 5% ($p < 0.05$) by the Tukey test.

3.3 Característica Física dos Colmos de Bambu: Densidade Aparente por Raios X

Os colmos de bambu dos tratamentos testemunha e com óleo reciclável apresentaram maior e significativo ($p < 0,05$) valor de densidade aparente em relação aos dos tratamentos com CCB e com solução de água salgada (Figura 6). Esses tratamentos preservativos utilizam a impregnação e saturação de soluções salinas nos tecidos dos colmos de bambu *Guadua*, induzindo alterações na sua estrutura anatômica, higroscopicidade etc. e que afetam a sua densidade aparente.

Os resultados corroboram aos obtidos para os colmos de bambu *Guadua*, por Silva et al., (2020): menor densidade aparente com a aplicação de CCB e solução de água e sal. No tratamento

com banhos quente-frio da solução de água e sal – maior concentração de sais de NaCl – ocorre uma difusão dos sais por osmose e, também, pelo lume e pontuações das células dos colmos de bambu. Nas células dos tecidos de parênquima ocorre o intumescimento e hidrólise dos grânulos de amido com o aumento na % de células e a depleção do amido (Figuras 4, C-D; 5C), resultando na diminuição da sua densidade aparente. No tratamento com solução de CCB, os colmos de bambu apresentaram maior % de elementos vasculares em relação aos demais tratamentos resultando em sua menor densidade (Figuras 5B, 6). Vários autores, como Tomazello Filho (1985), Ruy (1998) e Geroto (2014) indicam que a maior porcentagem de células de paredes delgadas, características dos tecidos de parênquima, resultam em menor densidade do lenho.

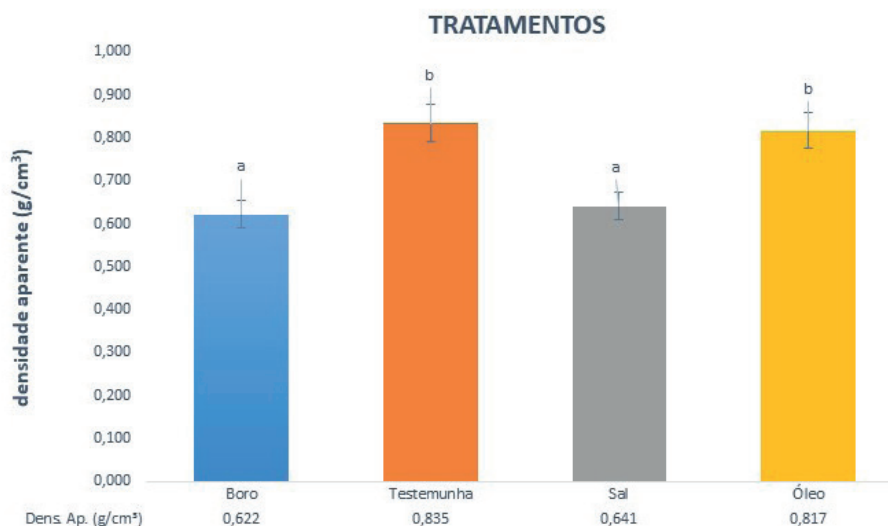


Figura 6. Densidade aparente dos colmos de bambu – Tratamentos com (i) boro, (ii) testemunha; (iii) água salgada; (iv) óleo reciclado.

Figure 6. Bamboo culms apparent density – Treatments with (i) boron, (ii) control; (iii) salt water; (iv) recycled oil.

*Colunas com letras distintas diferem estatisticamente a nível de significância de 5% ($p < 0,05$) pelo teste de Tukey.

* Columns with different letters differ statistically at a significance level of 5% ($p < 0.05$) by the Tukey test.

3.4 Similaridade das Características Anatômicas e Física dos Colmos

A aplicação da Análise de Componentes Principais (PCA) na análise das características anatômicas e física (densidade aparente) dos colmos de bambu *Guadua*, submetidos aos tratamentos preservativos propicia a formação de 3 grupos: tratamento com solução de boro (primeiro, à esquerda inferior), com água salgada (segundo, à direita inferior), com óleo reciclado e testemunha (terceiro, ao centro e direita, parte superior) (Figuras 7, A-B).

A PCA demonstra no Fator 1 (Eixo x) a formação de grupo distinto caracterizado pelo tratamento dos colmos de bambu com solução de boro, em relação aos demais tratamentos, explicando 65,52% da variância. No Fator 2 (Eixo y) foi de 25,67% o peso para explicar a variância (Tabela 1). Verifica-se uma distinta formação de 2 grupos de tratamentos: o do preservativo CCB considerando que a % de área das células do parênquima e da bainha de fibras (36,79 e 30,27%, respectivamente) contribuíram para a distinção no eixo X (Fator 1), diferindo-o dos demais grupos 1 (Tabela 2, Figura 7B).

Em relação ao Fator 2 (Eixo y), a densidade aparente dos colmos de bambu, com a contribuição de 62,58% induziu a diferenciação dos grupos, notando-se que o tratamento dos colmos com água salgada se diferenciou dos demais do grupo 3 (tratamentos testemunha e com óleo reciclado) (Figura 7-B, Tabela 2), indicativo da diferença significativa da densidade aparente dos colmos de bambu das amostras do grupo 2, em relação ao 3.

A análise dos resultados dos dendrogramas de dissimilaridade (distância Euclidiana, em %) indicou que 5 das 6 amostras dos colmos de bambu *Guadua* sp. do tratamento preservativo de boro constituem um grupo diferenciado pela Distância Euclidiana de 98% (Figura 8B), influenciado pela menor densidade aparente e maior % de área vascular em comparação com os demais tratamentos (Figura 8 A-B). Os colmos de bambu dos demais tratamentos preservativos constituem um grupo caracterizado pela maior % de área de bainha de fibras e de células de parênquima, em relação ao CCB.

Considerando o teor de células de parênquima no colmo dos bambus *Guadua*, destaca-se o tratamento banho quente-frio de água salgada com maior % de parênquima, seguindo-se o tratamento testemunha.

Os colmos de bambu dos tratamentos com solução preservativa de boro e banho quente-frio com óleo reciclado apresentaram maior % de perda de tecidos de parênquima, comparados com o tratamento testemunha, constituindo-se em potencial parâmetro de resistência aos organismos xilófagos pela depleção dos grânulos de amido armazenados no lume das células de parênquima.

A redução da % de células de parênquima dos colmos de bambu tratados com solução preservativa de boro foi descrita por Miranda (2016) para 5 espécies de *Guadua*, indicando para os tratamentos testemunha valores de 47-55%, na faixa de variação descrita no presente trabalho (Figura 5).

Em relação ao uso do preservativo CCB no Brasil e em outros países, SGAI (2000) descreve a iniciativa da substituição do boro pelo arsênio do CCA, mas, os resultados não são considerados satisfatórios pela solubilidade e lixiviação do boro nas peças tratadas. Esses preservativos são tóxicos e exigem cuidados no manuseio, tratamento e destinação final das peças tratadas, com a possibilidade da aplicação dos preservativos hidrossolúveis, sem a fixação do sal, difundindo-se com efetividade no lenho verdes ou recém cortados. Os preservativos com boro são recomendados no tratamento de colmos de bambu e de seus produtos, restringindo o uso para áreas não cobertas, pelo risco da lixiviação. No entanto, estão

disponíveis tratamentos de colmos de bambu que não utilizam preservativos químicos de elevada toxicidade, aplicados em larga escala países da América Latina e outros com tradição na cultura e utilização dos bambus. Esses métodos denominados tradicionais podem ter efeito de proteção limitado, mas, têm importantes vantagens em relação aos químicos (Liese, 2004).

A análise das características anatômicas e física dos colmos de bambu *Guadua* tratados com CCB indicou aumento da % de área da bainha de fibras e diminuição da % área de parênquima, importantes parâmetros para resistência de microrganismos xilófagos. No entanto, verificou-se significativa diminuição da densidade aparente dos colmos, podendo comprometer a sua resistência físico-mecânica e restringir o uso externo. Por outro lado, a característica anatômica % de área de bainha de fibras dos colmos de bambu *Guadua* tratados com banho quente-frio de óleo reciclado é similar à do tratamento preservativo com CCB, sem apresentar, no entanto, a redução de sua densidade aparente, o que se constitui em vantagem na aplicação dos colmos em áreas externas. O tratamento com óleo residual avaliado pela perda de massa de taliscas de colmos de bambu enterradas no solo por 6 meses, propiciou a sua classificação em altamente e moderadamente resistente e, desta forma, indicando o potencial para a preservação de bambus (Queiroz, 2019).

Tabela 1. Autovalores e autovetores da análise multivariada por componentes principais da propriedade física dos colmos de bambu dos diferentes tratamentos.

Table 1. Eigenvalues and eigenvectors of the multivariate analysis by main components of the physical property of bamboo culms of the different treatments.

Fator	Auto-valor	% Total variância	Auto-valor Acumulado	Acumulado %
1	2,62	65,52	2,62	65,52
2	1,03	25,67	3,65	91,19
3	0,35	8,81	4,00	100,00

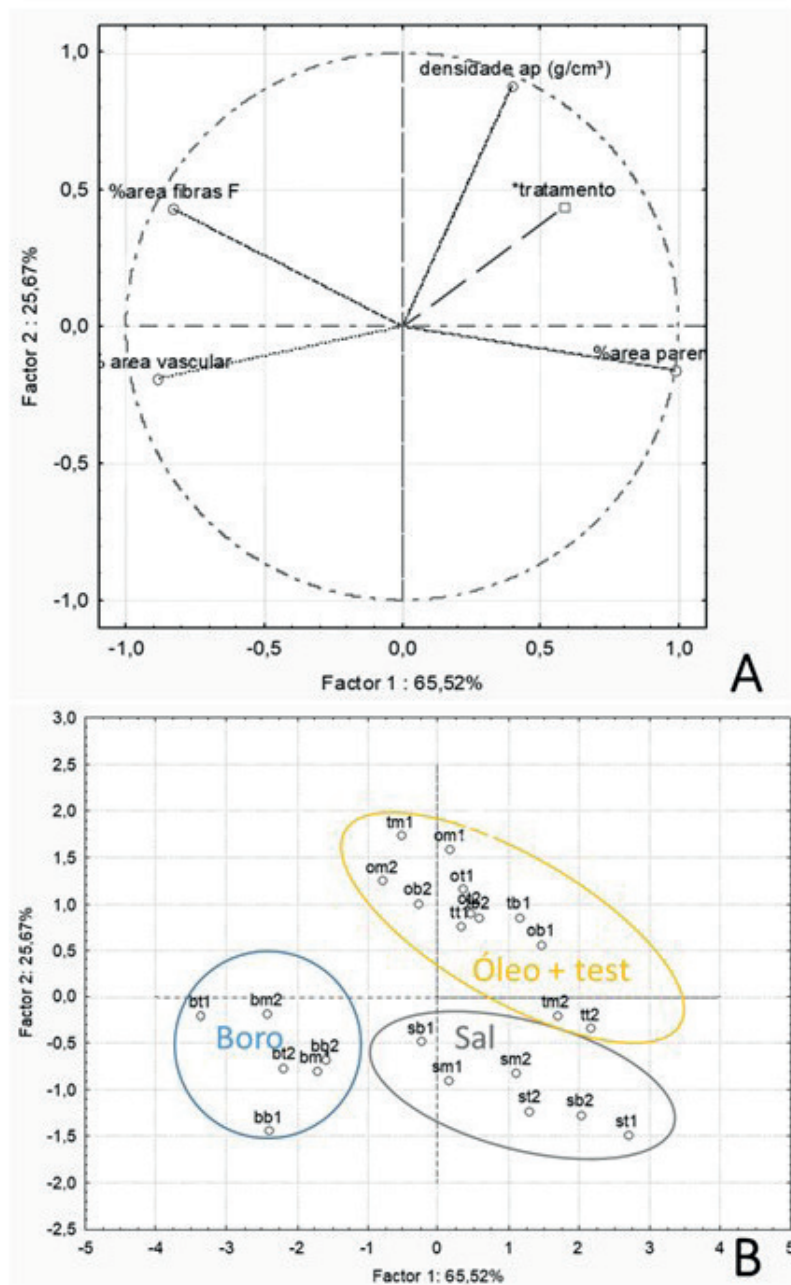


Figura 7. Análise de Componentes Principais - (A) relação das características anatômicas e física dos colmos de bambu; (B) dos grupos de colmos de bambu dos diferentes tratamentos.

Figure 7. Principal Component Analysis - (A) relationship of bamboo culms anatomical and physical characteristics; (B) the groups of bamboo culms of the different treatments.

Tabela 2. Contribuição das características anatômicas e física dos colmos de bambu dos diferentes tratamentos.

Table 2. Contribution of the bambo culms of anatomical and physical characteristics of the different treatments.

Variáveis	Fator 1 (%)	Fator 2 (%)
dens_ap	9,40	62,58
% vasos	23,54	11,15
% parenq	36,79	7,53
% fibras	30,27	18,74

Legenda: dens_ap – Densidade aparente; % parenq – percentagem de parênquima.

Subtitle: dens_ap – apparent specific mass; % parenq – percentage of parenchyma.

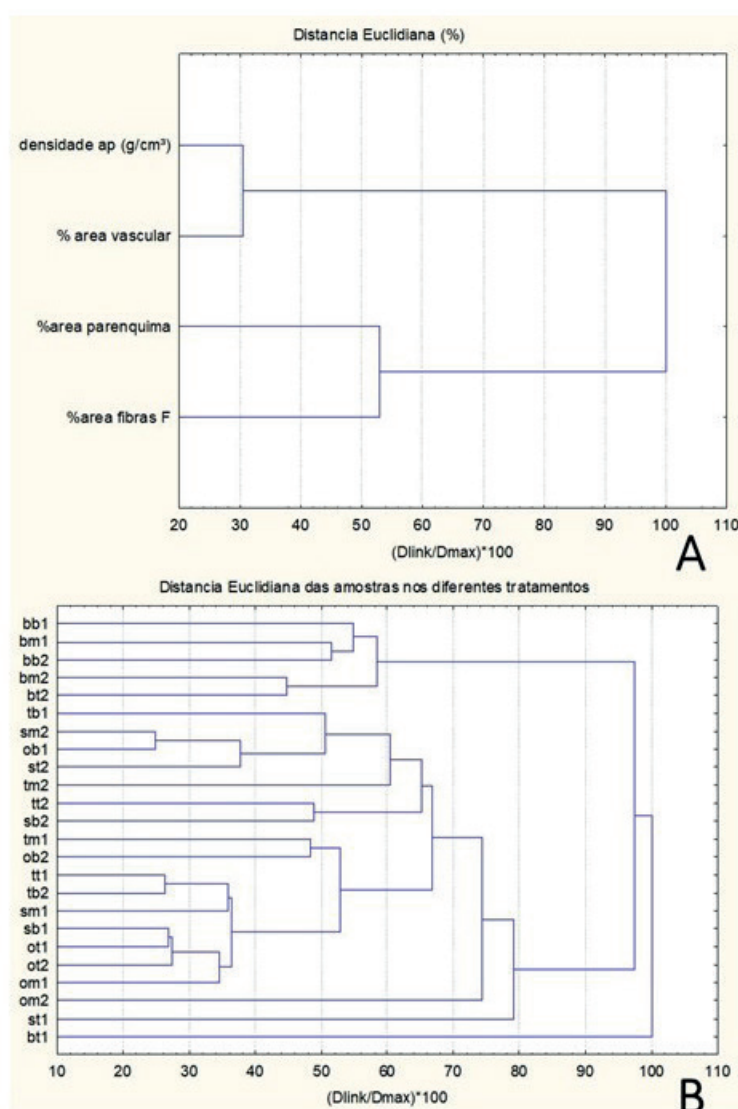


Figura 8. Dendrograma de dissimilaridade (distância Euclidiana, em %): relação das (A) características anatômicas e física dos colmos de bambu; (B) dos colmos de bambu dos diferentes tratamentos.

Figure 8. Dendrogram of dissimilarity (Euclidean distance, in %): relationship of the (A) bamboo culms anatomical and physical characteristics; (B) the bamboo culms of the different treatments.

4 CONCLUSÕES

Os resultados do presente trabalho permitem concluir que (i) colmos de bambu de *Guadua* sp submetidos a tratamentos preservativos com água salgada e óleo residual apresentaram diferenças nas características anatômicas em relação à testemunha; (ii) colmos do tratamento testemunha apresentaram diferença significativa nas características anatômicas e física em relação ao tratamento com CCB e água salgada; (iii) colmos tratados com óleo residual e testemunha não apresentaram diferença significativa nas características anatômicas e física; (iv) a determinação da efetividade dos tratamentos preservativos dos colmos de bambu e as alterações na sua anatomia e densidade são necessárias na avaliação da proteção dos organismos xilófagos, com destaque para a aplicação de óleo residual em substituição ao CCB para áreas externas.

5 AGRADECIMENTOS

À Maria Bermudez pelos cortes histológicos e Aparecido Siqueira pelos corpos de prova para a densitometria de raios X; ao Laboratório de Anatomia, Identificação e Densitometria de Raios X em Madeira do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP; ao CNPq e a Universidade Federal do Acre pela concessão das bolsas de Iniciação Científica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B.; CARMELLO-GUERREIRO, S.M. **Anatomia vegetal**. 3. ed. Minas Gerais: UFV, 2012. 438 p.
- BERALDO, A.L. et al. Bambu: características e aplicações. In: FREIRE, W.J.; BERALDO, A.L. (Eds.). **Tecnologias e materiais alternativos de construção**. Campinas: UNICAMP, 2003. p. 253-319.
- _____.; AZZINI. **Bambu: características e aplicações**. Guaíba, RS: Livraria Editora Agropecuária, 2004. 127 p.
- BURGER, L.M.; RICHTER, H.G. **Anatomia da madeira**. São Paulo: Editora Nobel, 1991. 154 p.
- ESPELHO, J.C.C. **Tratamento químico de colmos de bambu pelo método de Boucherie modificado**. 2007. 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- _____.; BERALDO, A.L. Avaliação físico-mecânica de colmos de bambu tratados. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiente**, v. 12, n. 6, p. 645-652, 2008.
- GAUSS, C.; DOMINGUEZ, A.L.S.; SAVASTANO JR, H. Estabilidade dimensional e absorção de água do bambu *Dendrocalamus asper* tratado com ácido cítrico e sais de boro. In: CONGRESSO LUSOBRASILEIRO MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO SUSTENTÁVEIS, 3., 2018, Coimbra. **Anais...** Coimbra, 2018. p. 1-13. (Conference paper).
- GEROTO, P.G. **Caracterização anatômica e física – por densitometria de raios X – de colmos de *Dendrocalamus asper* Backer, *Dendrocalamus latiflorus* Munro e *Guadua angustifolia* Kunth**. 2014. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- GHAVAMI, K.; MARINHO, A.B. Propriedades físicas e mecânicas do colmo inteiro do bambu da espécie *Guadua angustifolia*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 1, p. 107-114, 2005.
- INTERNATIONAL ASSOCIATION OF WOOD ANATOMY (IAWA). List of microscopic features for wood identification. **IAWA Bulletin**, v. 10, n. 3, 1989.
- JUDZIEWICZ, E.J. et al. **American bamboos**. 1. ed. Washington: Smithsonian, 1999. 392 p.
- LIESE, W. **Bamboos - Biology, silvics, properties, utilization**. Eschborn: Schriftenreihe der GTZ, 1985. n. 180, 132 p.
- _____. A preservação do colmo de bambu com relação à sua estrutura. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL GUADUA, 2004, Pereira. **Anais...** Pereira: Universidad Tecnológica de Pereira, 2004. p 10.

- LIMA, D.N.; AFONSO, D.G.; PONTES, S.M.A. Análise comparativa da estabilidade dimensional de duas espécies de bambu ocorrentes na Amazônia Ocidental. In: 4º CONGRESSO FLORESTAL PARANAENSE, 4., 2012, Curitiba. **Anais...** Curitiba: CFP, 2012.
- LIU M. et al. The Distribution of Furfuryl Alcohol (FA) Resin in Bamboo Materials after Surface Furfurylation. **Materials (Basel)**. v. 13, n. 5, p. 1-13, 2020.
- MIRANDA, E.M. de. et al. Estrutura populacional e o potencial de uso de *Guadua* cf. *superbana* região do Alto Acre. In: DRUMOND, P. M. & WIEDMAN, G. (Ed.). **Bambus no Brasil: da biologia à tecnologia**. Rio de Janeiro: ICH, 2017. p. 161-178.
- MIRANDA, A.F.A. **Estudo anatômico do entrenó de *Guadua* Kunth (Poaceae: Bambusoideae) ocorrentes no estado do Acre - Brasil**. 2016. 58 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- MURAD, J.R.L. **Estudo experimental das propriedades físicas, mecânicas e aplicações estruturais do bambu *Guadua* spp. de Assis Brasil – AC**. 2011. 203 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal Fluminense, Niterói.
- PEREIRA, M.A.R. **Projeto bambu: Introdução de espécies, manejo, caracterização e aplicações**. 2012. 200 f. Tese (Livre-Docência em Design e Construção com bambu) – Faculdade de Engenharia de Bauru, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Bauru.
- _____.; BERALDO, A.L. **Bambu de corpo e alma**. Bauru, SP: Canal 6 Projetos Editoriais, 2007. 231 p.
- QUEIROZ, M.N. **Determinação da eficiência de métodos preservativos naturais, residuais e convencionais em colmos de *Guadua* spp. em diferentes microambientes**. 2019. 78 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Acre, Rio Branco.
- RUY, O.F. **Variação da qualidade da madeira em clones de *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake da Ilha de Flores, Indonésia**. 1998. 69 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia de Madeira) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- SANTINI, E.J. **Biodegradação e preservação da madeira**. Santa Maria: UFSM/CEPEF/FATEC, 1988. 125 p.
- SAXENA, S.; PANDEY, A.K. Microbial metabolites as eco-friendly agrochemicals for the next millennium. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 55, p. 395-403, 2001.
- SGAI, R.D. **Fatores que afetam o tratamento para preservação de madeiras**. 2000. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- SILVA, J.N. et al. Avaliação das modificações das propriedades físicas do colmo de *Guadua* sp. submetidos a tratamentos preservativos convencionais, naturais e residuais. **Scientia Naturalis**, v. 2, n. 1, p. 188-203, 2020.
- SILVA, R.G. **Tratamento de bambu com ácido pirolenhoso contra a deterioração por brocas**. 2011. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- _____.; BERALDO, A.L. Determinação do teor de fibras do bambu por análise de imagem de corte transversal. In: XII ENCONTRO BRASILEIRO EM MADEIRA E EM ESTRUTURAS EM MADEIRA. 2012, Vitória. **Anais...** Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2012. 8 p.
- SILVEIRA, M. **A Floresta Aberta com Bambu no Sudoeste da Amazônia: Padrões e Processos em Múltiplas Escalas**. 2001. 121 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Nacional de Brasília, Brasília.
- SINGH, N. et al. Morphological, thermal and rheological properties of starches from different botanical sources. **Food Chemistry**, v. 81, n. 2, p. 219-231, 2003.

TIBURTINO, R.F. et al. Tratamento Preservativo de Duas Espécies de Bambu por Imersão Prolongada e Boucherie Modificado. **Revista Floresta e Ambiente**, v. 22, p. 124-133. 2015.

TOMAZELLO FILHO, M. Variação radial da densidade básica e da estrutura anatômica da madeira do *Eucalyptus saligna* e *E. grandis*. **Revista IPEF**, n. 29, p. 37-45, 1985.

_____.; AZZINI, A. Estrutura anatômica, dimensões das fibras e densidade básica de colmos de *Bambusa vulgaris* Schrad. **Revista IPEF**, n. 36, p. 43-50, 1987.

ZABEL, R.A.; MORRELL, J.J. **Wood microbiology: decay and its prevention**. San Diego: Academic, 1992. 476 p.

ECOLOGIA DA GERMINAÇÃO DE UMA ESPÉCIE INVASORA EM POTENCIAL: *Dodonaea viscosa* Jacq.¹

GERMINATION ECOLOGY OF A POTENTIAL INVASIVE SPECIES: *Dodonaea viscosa* Jacq.

Aparecida Juliana Martins CORRÊA^{2,4}; Mariane Cristina INOCENTE²;
Fatima Conceição Márquez PIÑA-RODRIGUES³

RESUMO - *Dodonaea viscosa* Jacq. (Sapindaceae), espécie exótica, de origem australiana, é uma árvore com potencial para a recuperação de áreas degradadas, pois cresce rápido, tolera a seca, forma bancos de sementes no solo e possui boas taxas de germinação. Estas características permitem considerá-la também como invasora potencial, ao se dispersar agressivamente no ambiente, quando comparada às espécies nativas do Brasil. A germinação das sementes foi avaliada em três experimentos, sendo submetidas às seguintes condições: (a) duas intensidades de luz, sobre dois substratos, em cinco regimes de temperatura; (b) cinco comprimentos de onda luminosa, sobre papel filtro, a 30 °C; (c) ausência e presença de dormência, sobre vermiculita, a 25 °C, divididos por matrizes. Os testes demonstraram que as sementes possuem dormência física, germinaram melhor no escuro (ou luz verde), no intervalo entre 20 e 25 °C, características também observadas em espécies pioneiras e invasoras, como *Leucaena leucocephala* e *Pinus* spp., caracterizando-a como tal. Ressalta-se que o conceito de espécie invasora é muito amplo e dependente do contexto, permitindo múltiplas interpretações por parte dos autores, por isso, estudos do impacto da espécie no entorno são necessários, a fim de aliar a fisiologia à paisagem.

Palavras-chave: Dormência; Ecofisiologia; Ruderal; Vassourinha.

ABSTRACT - *Dodonaea viscosa* Jacq. (Sapindaceae), an alien species, with Australian origins, is a potential tree for recovering degraded areas, because it grows rapidly, tolerates drought, form seed banks in soil and has good germination rates. These features allow to regard it also as a potential invasive as it aggressively disperses in environments, when compared to other species. Seed germination was evaluated in three assays: (a) two light intensities on two substrates in five temperature regimes; (b) five wave length lights on filter paper at 30 °C; (c) absence and presence of dormancy, on vermiculite at 25 °C, divided into mother trees. Tests have shown the seeds had physical dormancy, sprouts germinated better in dark (or green light) between 20 to 25 °C, features also seen in pioneer and also considered invasive species, such as *Leucaena leucocephala* and *Pinus* spp., characterizing it as. It is emphasized that the concept of invasive species is very broad and dependent on context, allowing multiple interpretations by the authors, so studies of species impact on surroundings are necessary, in order to combine physiology with ecology landscape.

Keywords: Dormancy; Ecophysiology; Ruderal; Hopbush.

¹ Recebido para análise em 14.10.2020. Aceito para publicação em 28.04.2021.

² Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis, Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Ciências Ambientais, Rod. João Leme dos Santos, km 110, s/n, 18052-780, Sorocaba, SP, Brazil.

³ Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências e Tecnologias para Sustentabilidade, Departamento de Ciências Ambientais, Rod. João Leme dos Santos, km 110, s/n, 18052-780, Sorocaba, SP, Brazil.

⁴ Autor para correspondência: Aparecida Juliana Martins Corrêa - jumartinscorrea@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

Entre as características associadas às espécies invasoras está a sua alta capacidade de crescimento, desenvolvimento, proliferação e dispersão, podendo causar diversos tipos de danos ao ecossistema. Em geral, essas espécies possuem alta plasticidade fenotípica, com maior acesso aos poucos recursos disponíveis, dependendo do ambiente, seja por ação antrópica intencional ou acidental (Funk, 2008; Matos e Pivello, 2009).

Espécies exóticas costumam ser as principais espécies invasoras nos ambientes, sejam eles degradados ou não, mas algumas espécies nativas também podem apresentar as mesmas características, dependendo das condições ecológicas disponíveis (Matos e Pivello, 2009). Algumas espécies exóticas apresentam várias vantagens competitivas em contraste com as nativas, tais como rusticidade, adaptabilidade e potencial de disseminação no ambiente, capacidade de sobrevivência, velocidade de germinação e crescimento, facilidade de dispersão e manutenção de propágulos em condições desfavoráveis, além da não uniformidade na germinação, dificultando o controle químico (Silva e Silva, 2007).

No Brasil, espécies do gênero *Pinus* podem ser consideradas invasoras devido ao melhoramento genético, que as tornou mais tolerantes a diferentes condições pedológicas e climáticas, além de possuírem crescimento rápido e produção abundante de sementes (Carvalho et al., 2014). *Leucaena leucocephala* (Lam.) R. de Wit (Fabaceae: Mimosoideae) também é considerada espécie invasora, dada a sua capacidade de reprodução tanto sexuada como assexuada (rebrotas), crescimento rápido, período pré-reprodutivo curto, alta plasticidade e tolerância a diversos ambientes (Melo-Silva et al., 2014).

Dodonaea viscosa Jacq. (Sapindaceae) é uma espécie de características pioneiras, cujo centro de origem se localiza na Austrália (Al-Snafi, 2017), pouco exigente quanto às condições de solo e disponibilidade de nutrientes, emerge do banco de sementes em grandes quantidades, principalmente após a ocorrência de queimadas, formando áreas de alta densidade populacional (Anilreddy, 2009). Possui potencial de uso em recuperação de áreas degradadas, por comportar-se como espécie colonizadora em áreas mais áridas e rochosas (Bibi et al., 2014), apresentando tolerância à seca e alta produção de biomassa (Benítez-Rodríguez et al., 2014). No Estado do Paraná, a espécie consta na Lista Oficial de Espécies

Exóticas Invasoras, por meio da Portaria nº 125, de 07 de agosto de 2009 (Instituto Ambiental do Paraná, 2009). Considerando o exposto, o objetivo deste estudo foi determinar as características de germinação de sementes de *D. viscosa*, visando a avaliar o seu potencial como espécie invasora ou ruderal, também baseada em características encontradas em literatura.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da espécie

D. viscosa é considerada espécie cosmopolita, concentrada principalmente nos trópicos, incluindo o Brasil, e de ancestral comum na Austrália, subdividindo-se em duas sublinhagens regionais intraespecíficas e sete subespécies, distribuídas ao longo do globo terrestre (Harrington e Gadek, 2009). É uma planta arbóreo-arbustiva, alcança até 7 metros de altura, com copa arredondada e rala, folhas simples, alternas e com margens lisas, viscosas e resinosas, inflorescências amareladas, presentes entre maio e agosto (outono e inverno), fruto cápsula, produzido entre setembro e novembro (primavera) (Rani et al., 2009). Suas cascas e folhas são amplamente utilizadas na medicina natural para os mais diversos fins (Venkatesh et al., 2008).

2.2 Coleta de material e instalação de ensaios

Frutos de oito matrizes foram coletados na região de Sorocaba-SP (23° 22' 17,627"S e 47° 27' 50,616" O). As sementes foram extraídas por maceração, seguida do uso de soprador mecânico para limpeza e, logo após, homogeneizadas. Ensaios de pureza e peso de mil sementes foram realizados segundo as Regras para Análise de Sementes - RAS (Brasil, 2009). Para os estudos de ecologia de germinação foram instalados três ensaios, a fim de aferir: (a) presença de dormência, (b) comportamento da espécie em relação à luz, temperatura e substrato e (c) influência de diferentes comprimentos de onda luminosa na germinação.

No ensaio de dormência, foram avaliadas as sementes de três matrizes distintas, para comparar a germinação com e sem quebra de dormência. As sementes que passaram por tratamento pré-germinativo foram imersas em água quente ($\pm 90^\circ\text{C}$) por um minuto (Baskin et al., 2004). Para cada tratamento, foram utilizadas quatro repetições de 25 sementes, a 25°C , sob luz branca.

No ensaio de Luz (L), Substrato (S) e Temperatura (T), foi avaliada a resposta das sementes à presença (luz branca constante, a $100 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) e ausência de luz sobre dois substratos: um com baixa capacidade de retenção de água (papel filtro) e outro, com alta retenção (vermiculita), distribuídos em quatro temperaturas constantes (20, 25, 30, 35 °C) e uma alternada (20-30 °C), instaladas em germinador do tipo BOD por 40 dias, com quatro repetições de 25 sementes por tratamento, em delineamento inteiramente ao acaso, devido à distribuição totalmente aleatória das repetições, considerando um fatorial triplo, por conta dos fatores testados.

No último ensaio, foram testados cinco comprimentos de onda: luz branca (380-740 nm), vermelha (625-740 nm), vermelho longo (740-780 nm), verde (500-565 nm) e escuro, com quatro repetições de 25 sementes cada, sobre papel filtro, em BOD a 30 °C. Os espectros de luz verde e vermelha foram obtidos a partir de duas folhas de papel de acetato nas suas respectivas cores; para o vermelho-longo, uma folha de papel acetato azul intercalada a outra, vermelha, adaptando a metodologia proposta por Dissanayake et al. (2010); para o escuro, caixas de germinação (Gerbox®, 11 x 11 x 4 cm) de cor preta. Os Gerbox® então foram lacrados e colocados em germinadores com luz branca fria, a $100 \text{mmol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$.

Quando cabível, também optamos por realizar o tratamento pré-germinativo (com água quente a 100 °C por cinco minutos) nas sementes dos ensaios, a fim de evitar que a dormência impedisse a germinação, mascarando os efeitos dos demais fatores analisados (luz, temperatura e substrato).

2.3 Análise dos dados

A análise da germinação seguiu o critério botânico, com contagem do número de sementes germinadas a cada sete dias, conforme as Instruções para Análise de Sementes de Espécies Florestais (Brasil, 2013). O ensaio foi encerrado aos 40 dias após a instalação do teste.

Para cada experimento, os resultados quanto ao número de sementes germinadas foram submetidos à avaliação quanto à homogeneidade

de variâncias (Levene, $\alpha=5\%$), distribuição da normalidade (Shapiro-Wilk, $\alpha=5\%$), análise de variância e Kruskal-Wallis, na ausência de normalidade ($\alpha=5\%$) (Santana e Ranal, 2004).

Os dados foram processados em planilhas eletrônicas e *software* R, pacotes “agricolae” (R Core Team, 2020; Mendiburu, 2015), “car” (Fox e Weisberg, 2019) e “ExpDes.pt” (Ferreira et al., 2021).

2.4 Caracterização do potencial invasor

Após os ensaios em laboratório, com a finalidade de avaliar o potencial de *D. viscosa* como espécie invasora, foi feito um estudo comparativo, embasado em dados e revisão de literatura, considerando a presença ou ausência de características determinantes para a classificação de uma espécie como invasora, com o observado em outras espécies assim consideradas: *L. leucocephala* e *Pinus* spp.

Os parâmetros adotados foram: alelopatia, crescimento rápido, grande porte, período pré-reprodutivo curto, pioneira heliófita, produção de sementes em grande quantidade, rebrota, reprodução sexuada e assexuada e tolerância a ambientes diversos (Richardson et al., 1994; Rejmánek e Richardson, 1996; Pysek et al., 2004; Costa e Durigan, 2010; Zenni e Ziller, 2011).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em relação à presença de dormência em sementes de *D. viscosa*, observou-se, para as três matrizes analisadas, variação na resposta entre as diferentes matrizes quanto a germinação das sementes que passaram por tratamento pré-germinativo. Não houve diferença entre os tratamentos apenas para a matriz 1, com germinação abaixo dos 10%, independente do tratamento pré-germinativo. Já nas matrizes 2 e 3, houve diferença entre os lotes para os tratamentos pré-germinativos utilizados, indicando a presença de sementes dormentes e não dormentes (Figura 1). Diversos trabalhos apontam que as sementes de *D. viscosa* apresentaram dormência física (Hodgkinson e Oxley, 1990; Kladiano e Morfin, 1994; Burrows, 1995; Rosa e Ferreira, 2001; Baskin et al., 2004; Phartyal et al., 2005; Benítez-Rodríguez et al., 2014).

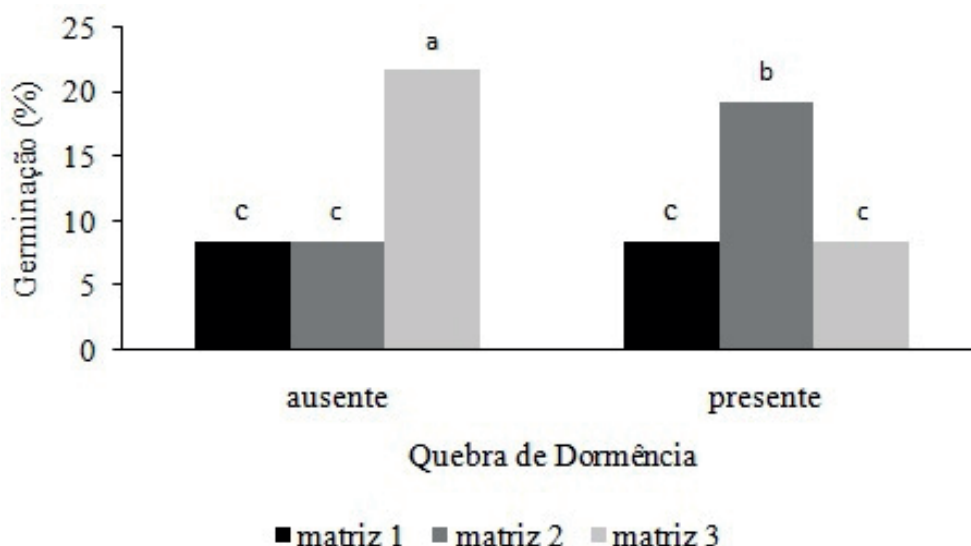


Figura 1. Presença e ausência de dormência em sementes de *Dodonaea viscosa*, coletadas em três matrizes distintas.

Figure 1. Presence and absence of dormancy in seeds of *Dodonaea viscosa* collected in three different mother trees.

Estudos indicam que a espécie precisa de altas temperaturas no solo (acima de 60 °C), ou choque em água quente (entre 70 a 90 °C) (Baskin et al., 2004; Benítez-Rodríguez et al., 2014; Al-Namazi et al., 2020), para a quebra da dormência (Jaganathan e Liu, 2014). De acordo com Baskin et al. (2004), outros métodos para a espécie também podem ser utilizados para a quebra de dormência, tais como embebição das sementes em água a temperatura ambiente por um período de 24 horas, choque térmico em água fervente, uso de fogo, imersão em água quente (variando de 75 a 90 °C) por quatro ou oito minutos, enterrar no solo por vários meses, escarificação mecânica do tegumento, ou uso de ácido sulfúrico.

Uma vez que a dormência pode estar relacionada à maturação das sementes na planta-mãe, aquelas que germinaram, mesmo sem passar por tratamento pré-germinativo, poderiam não ter atingido maturidade fisiológica no momento da

coleta (Jaganathan e Liu, 2014), o que explicaria o ocorrido, visto que sementes em diferentes estágios de desenvolvimento apresentam diferentes níveis de dormência, uma vez que esta pode ser adquirida durante o desenvolvimento (Bewley et al., 2013). Porém, este nem sempre pode ser considerado fator dominante de dormência para a espécie, pois tanto a impermeabilidade do tegumento, quanto a imaturidade do embrião (Khan e Ismail, 2019), e a própria adaptação genética ao hábitat (Al-Namazi et al., 2020) podem influenciar a dormência.

Quanto ao teste fatorial, combinando luz, temperatura e substrato, houve heterogeneidade de variâncias ($p=0,04565$, $\alpha=0,05$) e normalidade dos resíduos ($p=0,1083682$, $\alpha=0,05$). A análise de variância mostrou que houve diferença significativa entre os fatores analisados isoladamente ($L=0,0028$; $T=0,0000$; $S=0,0025$; $\alpha=0,05$), sem diferença entre as suas interações (Tabela 1).

Tabela 1. Influência dos fatores Luz (L), Temperatura (T) e Substrato (S), atuando isoladamente e em conjunto sobre a taxa de germinação de *Dodonaea viscosa*. Ano: 2013.Table 1. Influence from factors Light (L), Temperature (T) and Substratum (S), acting singly and together over germination rates from *Dodonaea viscosa*. Year: 2013.

Fator	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc
Luz (L)	1	1540,0125	1540,0125	9,6970	0,0028*
Temperatura (T)	4	55883250	1397,0813	8,7970	0,0000*
Substrato (S)	1	1575,3125	1575,3125	9,9193	0,0025*
L x T	4	456,9250	114,2313	0,7193	0,5821 ^{ns}
L x S	1	49,6125	49,6125	0,3124	0,5783 ^{ns}
T x S	4	1483,8750	370,9688	2,3359	0,0656 ^{ns}
L x T x S	4	1291,0750	322,7688	2,0324	0,1012 ^{ns}
Resíduo	60	9528,7500	158,8125		
Total	79	21513,8875			

GL = Graus de Liberdade, SQ = Soma de Quadrados do Fator, QM = Quadrado Médio do Fator, Fc = F calculado, Pr>Fc = valor de p sobre o F calculado. * = significativo à 0,05%, ns = não significativo.

GL = Degrees of Freedom, SQ = Factor Sum of Squares, QM = Factor Medium Square, Fc = calculated F, Pr> Fc = p-value over calculated F, * = significant at 0,05%, ns = not significant.

A partir dos resultados da análise de variância, os testes de Tukey para os fatores isolados mostraram que o escuro predominou sobre

a luz branca, temperaturas entre 20 e 25 °C tiveram melhor desempenho e a vermiculita foi melhor que o papel-filtro (Tabela 2).

Tabela 2. Médias dos fatores isolados (Luz, Temperatura e Substrato) sobre a taxa de germinação de *Dodonaea viscosa*. Ano: 2013.Table 2. Means from isolated factors (Light, Temperature, Substratum) over germination rates from *Dodonaea viscosa*. Year: 2013.

Fator	Tratamento	Média
Luz	Escuro	46,725a
	Luz	37,950b
Temperatura	20 °C	53,438a
	25 °C	48,813ab
	30 °C	40,313bc
	20-30 °C	40,000bc
	35 °C	29,125c
Substrato	Vermiculita	46,775a
	Papel-Filtro	37,900b

Letras iguais não diferem estatisticamente entre si, ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo Teste de Tukey.

Equal letters do not differ statistically from each other, at the level of 5% probability of error by Tukey Test.

Já quanto ao comprimento de onda, os melhores resultados ocorreram para o verde (17,8%) e para o escuro

(15,3%), ou seja, a ausência de luz foi o fator determinante para a eficiência da germinação da espécie (Figura 2).

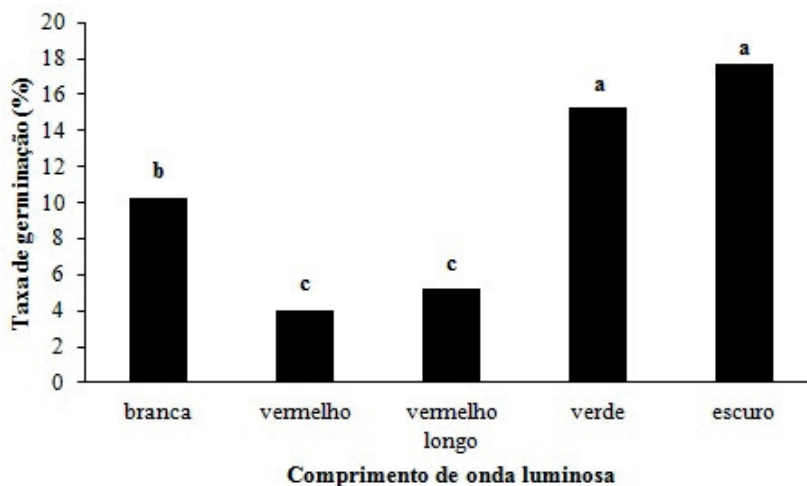


Figura 2. Taxas de germinação para *Dodonaea viscosa*, sob cinco regimes diferentes de luz (branca, vermelho, vermelho longo, verde e escuro). Ano: 2013. Letras iguais não diferem estatisticamente entre si, ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo Teste de Tukey.

Figure 2. Germination rates for *Dodonaea viscosa*, under five different light regimes (white, red, long red, green and dark). Year: 2013. Equal letters do not differ statistically from each other, at the level of 5% probability of error by Tukey Test.

Um melhor desempenho de germinação no escuro nos permite ligar este comportamento à formação de banco de sementes no solo. Benítez-Rodríguez et al. (2014) observaram que, no solo, as sementes de *D. viscosa* levaram cerca de 75 dias para germinar do banco de sementes, considerando as flutuações de temperatura e precipitação numa área recentemente colonizada, e mesmo assim, a população considerada manteve altas taxas de dormência, possibilitando a formação de um banco de sementes permanente, germinando em diferentes períodos ao longo dos anos (Jaganathan e Liu, 2014; Jaganathan, 2016; Al-Namazi et al., 2020). A produção de grandes quantidades de sementes, aliada a diferentes níveis de dormência, é benéfica para a colonização de ambientes (Venable, 1985). Além disso, alta taxa de crescimento, facilidade de ocupar diferentes ambientes e melhor aproveitamento dos recursos são estratégias fundamentais para o estabelecimento das espécies (Wright et al., 2004).

D. viscosa é uma espécie encontrada em áreas abandonadas pela agropecuária, devido às dificuldades de manejo para aproveitamento em

outras culturas (Biali et al., 2016). A IUCN estabelece dois critérios para considerar uma espécie invasora: a seriedade do impacto na diversidade das espécies e/ou nas atividades humanas e sua demonstração quanto a importantes questões sobre invasões biológicas (Lowe et al., 2000). Já os critérios de caracterização de uma espécie como invasora neste artigo (Tabela 3) foram listados conforme definido pelo Banco de dados da I3N Brasil (I3N-Brasil, 2010), uma vez que considera que espécies invasoras sejam aquelas que se estabelecem e habitam em novos ambientes sem assistência humana direta (Zenni e Ziller, 2011).

Características consideradas de espécies invasoras são: grande quantidade e distância de dispersão de propágulos (ou sementes) produzidas (Rejmánek, 1996a; Rejmánek e Richardson, 1996; Foster, 2001; Holmes, 2002; Myers e Bazely, 2003), tipo de dispersão (Rejmánek, 1996a; Vilà e D'Antonio, 1998; Pakeman, 2001; Van der Wall, 2002), mecanismos de defesa (Hutchenson, 1998; Siemann e Rogers, 2003), recursos necessários para estabelecimento (Alpert et al., 2000; Leishman et al., 2004; Funk e Vitousek, 2007), competitividade com as

espécies nativas (Corbin e D'Antonio, 2004; Vilà e Weiner, 2004; Matzek, 2012; Munzbergova et al., 2013), tamanho da semente (Rejmánek e Richardson, 1996; Buckley et al., 2003), rápido crescimento (Rejmánek e Richardson, 1996; Grotkopp et al., 2002), formação de banco de sementes no solo (Holmes, 2002; Christian e Stanton, 2004; Richardson e Kluge, 2008; Foxcroft et al., 2011; Gioria et al., 2014), falta de predadores naturais, tolerância à diversidade ambiental, alelopatia (Bajwa et al., 2016) e maior plasticidade fenotípica

(Matzek, 2012; Munzbergova et al., 2013). Ainda que consideradas invasoras, nem todas as espécies se comportam como tal, por não se expandirem sobre ecossistemas naturais e nem ocuparem novas áreas, mesmo que tenham sido definidas assim (Costa e Durigan, 2010). Estas espécies podem ser classificadas como ruderais, por proliferarem principalmente em áreas perturbadas, impedindo o estabelecimento de espécies nativas, uma vez que, naturalmente, algumas áreas são mais propícias à invasão.

Tabela 3. Lista de características identificadas para espécies invasoras (Richardson et al., 1994; Rejmánek e Richardson, 1996; Pysek et al., 2004; Costa e Durigan, 2010; Zenni e Ziller, 2011). Em negrito, estão aquelas consideradas como pertencentes às espécies invasoras.

Table 3. List of identified features for invasive species (Richardson et al., 1994; Rejmánek e Richardson, 1996; Pysek et al., 2004; Costa e Durigan, 2010; Zenni e Ziller, 2011). Features in bold represent the characteristics considered as belonging to the invasive species.

Característica	<i>Leucaena leucocephala</i>	<i>Pinus spp.</i>	<i>Dodonaea viscosa</i>
Alelopatia	Presente (Singh et al., 1999; Hata et al., 2007; Ishak et al., 2016; Boaprem, 2019)	Presente (Abreu e Durigan, 2011)	Presente (Maraschin-Silva e Aquila, 2005; Barkatullah e Ibrar, 2010; Rowshan et al., 2014)
Rebrota	Presente (Hughes, 2010)	Presente (Bechara et al., 2014)	Ausente
Crescimento rápido	Presente (Blossey e Nötzold, 1995; Costa e Durigan, 2010; Hughes, 2010)	Presente (Richardson e Rejmánek, 2004; Kronka et al., 2005; Taylor et al., 2016)	Presente
Pioneira heliófita	Presente (Rejmánek, 1996b)	Presente (Morgan et al., 1983; Despain, 2001; Richardson e Rejmánek, 2004; Falleiros et al., 2011)	Presente (Reitz, 1980)
Produção de sementes em grande quantidade	Presente (Noble, 1989; Hughes, 2010; Marques et al., 2014)	Presente (Richardson e Rejmánek, 2004; Zanchetta e Pinheiro, 2007)	Presente (Venable, 1985; Baskin e Baskin, 1998; Jaganathan e Liu, 2014; Jaganathan, 2016)
Reprodução sexuada e assexuada	Presente (Costa e Durigan, 2010)	Apenas sexuada	Presente (West, 1984; Lawal e Yunusa, 2013)
Período pré-reprodutivo curto	Presente (Kaminski et al., 2000; Walton, 2003)	Presente (Richardson et al., 1994; Rejmánek e Richardson, 1996; Richardson e Rejmánek, 2004)	Não observado
Tolerância à ambientes diversos	Presente (Costa e Durigan, 2010; Hughes, 2010; Olckers, 2011)	Presente (Richardson e Rejmánek, 2004; Falleiros et al., 2011)	Presente (West, 1984; Venable, 1985)
Grande porte	Ausente (Hughes, 2010)	Presente (Calviño-Cancela e van Etten, 2018)	Ausente (West, 1984)

Entre as características consideradas de espécies invasoras, *D. viscosa* apresentou presença de alelopatia, crescimento rápido, produção de sementes em grandes quantidades e tolerância a diversos ambientes, além de ser pioneira e heliófita (Tabela 3). Não foi verificado potencial de rebrota para *D. viscosa*, assim como existe para *L. leucocephala* (Xavier et al., 2008). Saiter et al. (2012) quantificaram trechos perturbados de restinga arbórea no estado do Espírito Santo e constataram que *D. viscosa* só existe nestas áreas devido a perturbações, e sua abundância é determinada pela intensidade destas perturbações. Devido à capacidade de formar aglomerados populacionais densos e caracteristicamente dominantes, Maraschin-Silva e Aquila (2005) identificaram que *D. viscosa* é alelopática, usando a alface (*Lactuca sativa* L. (Asteraceae)) como espécie-alvo. Neste estudo, os efeitos alelopáticos não ocorreram apenas durante a germinação, mas também no desenvolvimento vegetativo, apresentando principalmente redução no eixo hipocótilo-raiz das plantas-alvo. Evidências do comportamento alelopático de *D. viscosa* em plantas de alecrim (*Rosmarinus officinalis* L. (Lamiaceae)), a partir do uso de óleos essenciais extraídos das folhas, sugeriram que a espécie não permite o crescimento de outras em seu entorno, ao formar seus aglomerados (Rowshan et al., 2014). Seu comportamento em campo é bastante parecido com *L. leucocephala*, pois além de ambas serem pioneiras, também possuem dormência tegumentar, formam aglomerados, podendo ocasionar perdas de diversidade de outras espécies, propagando-se principalmente através de sementes, que são produzidas em grandes quantidades, embora sejam de famílias botânicas bastante diferentes (Baskin et al., 2004; Dalmolin et al., 2011; Fonseca e Jacobi, 2011).

Classificar uma espécie como invasora ou ruderal, para a sua utilização nos estudos de recuperação de áreas degradadas, depende dos objetivos dos projetos de recuperação, ou seja, quais são seus objetivos de recuperação: apenas recuperar áreas degradadas com quaisquer espécies, seguir critérios legais para recuperação de áreas ou utilizar protocolos de recomposição ambiental com espécies nativas, por exemplo. Assim como *L. leucocephala*, espécies do gênero *Pinus* também são consideradas invasoras e/ou ruderais. Enquanto a chuva de sementes em *Pinus* é contínua, a frutificação de *D. viscosa* ocorre entre setembro e novembro e, portanto, descontinua (Bechara et al., 2014).

Outras classificações conflitantes podem estar ligadas ao valor econômico e à capacidade de se naturalizar e espalhar em áreas perturbadas (Olckers, 2011). O conhecimento técnico também influencia as percepções e conclusões dos agentes que definem o conceito de espécie invasora (Goodland et al., 1998), cujos impactos podem ser positivos ou negativos, seja na economia, na ecologia ou na sociedade, além de serem dependentes do referencial adotado (Thiele et al., 2010; Kull et al., 2011; Dodet e Collet, 2012).

É possível, porém, que espécies invasoras consigam estabelecer relações neutras e/ou positivas com outras espécies colonizadoras, permitindo o estabelecimento de plântulas de outras espécies embaixo das copas, já que árvores maiores podem funcionar como poleiros de animais, concentrando espécies zoocóricas em volta destas (Abreu e Durigan, 2011). Além disso, a idade da espécie invasora dentro de comunidades vegetais também pode influenciar a própria composição da comunidade: quando juvenis, menor será a diferença; quando mais velhas, podem ser agentes de nucleação para espécies tolerantes à sombra e inibir o crescimento das pioneiras (Fischer et al., 2014). Esta avaliação, portanto, pode ser aplicada à *D. viscosa*, que assim como *L. leucocephala*, também apresenta várias características de espécie invasora (Tabela 3). Com relação à alelopatia, tanto *L. leucocephala*, como *D. viscosa* tiveram comportamento semelhante (Mauli et al., 2009; Barkatullah e Ibrar, 2010), influenciando as taxas de germinação de outras espécies. Inclusive, em *D. viscosa*, as maiores concentrações de extrativos alelopáticos são encontradas nas folhas (Barkatullah e Ibrar, 2010).

Considerando que o conceito de espécie invasora é muito amplo e dependente do contexto do estudo, contar apenas com dados fisiológicos não seria adequado à avaliação completa do comportamento de uma espécie, sendo necessários estudos que avaliem o impacto da distribuição da espécie numa comunidade ecológica, a fim de atestar o seu comportamento com relação à outras espécies, para então, classificá-la como invasora. Essa discussão também se tem concentrado mais em questões como o tipo de introdução (direta, acidental), a escala ocupada pela espécie no ambiente, as questões edafo-climáticas ótimas para o seu crescimento e o impacto de sua introdução com relação às

espécies nativas no ambiente (Foxcroft et al., 2011; Vilà e Ibañez, 2011; Hulme et al., 2013; Van Kleunen et al., 2014; Bajwa et al., 2016) e menos aos aspectos intrínsecos propriamente ditos das espécies. Mesmo que várias características possam ser utilizadas para classificar uma espécie como invasora, não existe uma regra universal para determinar o potencial invasor de uma espécie, já que é necessário avaliar o contexto em que estão inseridas, o que nem sempre é considerado nos estudos (Van Kleunen et al., 2014). Além disso, nem sempre as características de plantas nativas e invasoras são tão diferentes, uma vez que os caracteres devem ser escolhidos de acordo com a comunidade como um todo, e não considerando apenas uma espécie (Hulme e Bernard-Verdier, 2018). Assim, a definição de uma espécie como invasora está conectada a muitos fatores, uma vez que a invasão é um processo em nível de comunidades (Funk, 2013): depende de características fisiológicas (propagação, tipo e frequência de distúrbios e limitação dos recursos). Por isso, a melhor forma de entender a invasão de uma espécie é integrando as informações sobre distúrbios, da comunidade local, das características de espécies invasoras e da demografia (Stevens e Beckage, 2009). Plantas invasoras são mais eficientes do que as nativas quanto ao aproveitamento de nutrientes e luz (Funk e Vitousek, 2007), mas não há um conjunto único de caracteres que as descrevam como tal (Davies, 2009). Essa ciência, da invasão biológica, acaba sendo então tendenciosa e restrita, pois as espécies nunca foram introduzidas aleatoriamente (Zenni e Nuñez, 2013).

4 CONCLUSÕES

D. viscosa germina principalmente no escuro, tolerando variações de temperatura das áreas tropicais (de 20 a 35 °C). Pelas características observadas tanto na literatura e em laboratório, relacionadas à fisiologia das sementes, a espécie mostrou características de comportamento invasor e/ou ruderal, por se distribuir principalmente em ambientes mais degradados.

5 AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pelo fomento; à Brasil Verde Soluções Ambientais, pelo fornecimento das sementes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, R.C.R.; 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, n. 2-3, p. 269-278, 2011.
- AL-NAMAZI, A.A. et al. Seed dormancy and germination in *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae) from south-western **Saudi Arabia**. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 27, n. 9, p. 2420-2424, 2020.
- AL-SNAFI, A.L. A review on *Dodonaea viscosa*: a potential medicinal plant. **IOSR Journal of Pharmacy**, v. 7, n. 2, p. 10-21, 2017.
- ANILREDDY, B. Preparation, characterization and biological evaluation of some overview of *Dodonaea viscosa* Linn. **Journal of Pharmaceutical Science and Technology**, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2009.
- ALPERT, P.; BONE, E.; HOLZAPFEL, C. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 3, p. 52–66, 2000.
- BAJWA, A.A. et al. What do we really know about alien plant invasion? A review of the invasion mechanism of one of the world's worst weeds. **Planta**, v. 244, p. 39-57, 2016.
- BARKATULLAH, F.H.; IBRAR, M. Allelopathic potential of *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq. **Pakistan Journal of Botany**, v. 42, n. 4, p. 2383-2390, 2010.
- BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. **Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination**. San Diego, US: Academic Press, 1998. 666 p.
- BASKIN, J. M. et al. Physical dormancy in seeds of *Dodonaea viscosa* (Sapindales, Sapindaceae) from Hawaii. **Seed Science Research**, v. 14, p. 81-90, 2004.
- BECHARA, F.C.; REIS, A.; TRENTIN, B.E. Invasão biológica de *Pinus elliottii* var. *elliottii* no Parque Estadual do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Floresta**, v. 44, n. 1, p. 63-72, 2014.

BENÍTEZ-RODRÍGUEZ, L. et al. Effects of seed burial on germination, protein mobilisation and seedling survival in *Dodonaea viscosa*. **Plant Biology**, v. 16, p. 732-739, 2014.

BEWLEY, J.D. et al. Dormancy and the control of germination. In: BEWLEY, J.D. et al. (Ed.). **Seeds: physiology of development, germination and dormancy**. 3ed. New York: Springer, 2013. p. 247-297.

BIALI, L.J. et al. Comunidades arbustivo-arbóreas de áreas de vegetação secundária dominada pela *Dodonaea viscosa*. **Caderno de Pesquisa, série Biologia**, v. 28, n. 1, p. 24-33, 2016.

BIBI, H. et al. Morphological and anatomical studies on selected dicot xerophytes of District Karak, Pakistan. **American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences**, v. 14, n. 11, p. 1201-1212, 2014.

BLOSSEY, B.; NÖTZOLD, R. Evolution and increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. **Journal of Ecology**, v. 83, n. 5, p. 887-889, 1995.

BOAPREM, P. Allelopathic effects of leucaena leaves extract (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit) on the growth of rice (*Oryza sativa* L.), wrinkle duck-beak (*Ischaemum rugosum* Salisb), and mung bean (*Vigna radiata* (L.) R. Wilczek). **Songklanakarin Journal of Science and Technology**, v. 41, n. 3, p. 619-623, 2019.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para análise de sementes**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília: MAPA/ACS, 2009. 395p.

_____. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instruções para análise de espécies florestais**. Brasília: MAPA/ACS, 2013. 98 p.

BUCKLEY, Y. et al. Are invasives bigger? A global study of seed size variation in two invasive shrubs. **Ecology**, v. 84, p. 1434-1440, 2003.

BURROWS, C. Germination behaviour of the seeds of six New Zealand woody plant species. **New Zealand Journal of Botany**, v. 33, p. 365-377, 1995.

CALVIÑO-CANCELA, M.; VAN ETTEN, E.J.B. Invasive potential of *Eucalyptus globulus* and *Pinus radiata* into native eucalypt forests in Western Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 246-258, 2018.

CARVALHO, J. et al. Exóticas invasoras nas rodovias BR 277, PR 508, PR 407, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 44, n. 2, p. 249-258, 2014.

CHRISTIAN, C.E.; STANTON, M.L. Cryptic consequences of a dispersal mutualism: seed burial, elaiosome removal, and seed-bank dynamics. **Ecology**, v. 85, p. 1101-1110, 2004.

CORBIN, F.D.; D'ANTONIO, C.M. Competition between native perennial and exotic annual grasses: implications for an historical invasion. **Ecology**, v. 85, p. 1273-1283, 2004.

COSTA, J.N.M.N.; DURIGAN, G. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. (Fabaceae): invasora ou ruderal? **Árvore**, v. 34, n. 5, p. 825-833, 2010.

DALMOLIN, M.F.S.; MALAVASI, U.C.; MALAVASI, M.M. Dispersão e germinação de sementes de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit na região oeste do Paraná. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 32, n. 1, p. 355-362, 2011.

DAVIES, M.A. **Invasion Biology**. Oxford, UK: Oxford University Press, 2009. 288p.

DESPAIN, D.G. Dispersal ecology of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl.) in its native environment as related to Swedish forestry. **Forest Ecology and Management**, v. 141, p. 59-68, 2001.

DISSANAYAKE, P.; GEORGE, D.L.; GUPTA, M.L. Effect of light, gibberellic acid and abscisic acid on germination of guayule (*Parthenium argentatum* Gray) seed. **Industrial Crops and Products**, v. 32, n. 2, p. 111-117, 2010.

- DODET, M.; COLLET, C. When should exotic forest plantation tree species be considered as an invasive threat and how should we treat them? **Biological Invasions**, v. 14, p. 1765-1778, 2012.
- FALLEIROS, R.M.; ZENNI, R.D.; ZILLER, S.R. Invasão e manejo de *Pinus taeda* em campos de altitude do Parque Estadual do Pico Paraná, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 41, n. 1, p. 123-134, 2011.
- FERREIRA, E.B.; CAVALCANTI, P.P.; NOGUEIRA, D.A. **ExpDes.pt**: Pacote Experimental Designs (Português). R package version 1.2.1. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=ExpDes.pt>>. Acesso em: 26 abr. 2021.
- FISCHER, F.M. et al. The role of invasive pine on changes of plant composition and functional traits in a coastal dune ecosystem. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, v. 12, n. 1, p. 19-23, 2014.
- FONSECA, N.G.; JACOBI, C.M. Desempenho germinativo da invasora *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. e comparação com *Caesalpinia ferrea* Mart. ex Tul. E *Caesalpinia pulcherrima* (L.) Sw. (Fabaceae). **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 1, p. 191-197, 2011.
- FOSTER, B.L. Constraints on colonization and species richness along a grassland productivity gradient: the role of propagule availability. **Ecology Letters**, v. 4, p. 530-535, 2001.
- FOX, J.; WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression**, Third Edition, Thousand Oaks CA: Sage, 2019. Disponível em: <<https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>>. Acesso em: 26 abr. 2021.
- FOXCROFT, L.C.; PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L. Expanding the conceptual frameworks of plant invasion ecology. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 13, n. 2, p. 89-100, 2011.
- FUNK, J.L. Differences in plasticity between invasive and native plants from a low resource environment. **Journal of Ecology**, v. 96, p. 1162-1173, 2008.
- FUNK, J.L. The physiology of invasive plants in low-resource environments. **Conservation Physiology**, v. 1, n. 1, p. 1-17, 2013.
- _____.; VITOUSEK, P.M. Resource use efficiency and plant invasion in low-resource systems. **Nature**, v. 446, p. 1079-1081, 2007.
- GIORIA, M.; JAROŠÍK, V.; PYŠEK, P. Impact of invasions by alien plants on soil seed bank communities: Emerging patterns. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 16, n. 3, p. 132-142, 2014.
- GOODLAND, T.C.R.; HEALEY, J.R.; BINGGELI, P. Control and management of invasive alien woody plants in tropics. **School of Agricultural and Forest Sciences**, n. 14, p.1-21, 1998.
- GROTKOPP, E.; REJMÁNEK, M.; ROST, T.L. Toward a causal explanation of plant invasiveness: seedling growth and life-history strategies of 29 Pine (*Pinus*) species. **The American Naturalist**, v. 159, p. 396-419, 2002.
- HARRINGTON, M.G.; GADEK, P.A. A species well traveled - the *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae) complex based on phylogenetic analyses of nuclear ribosomal ITS and ETSF sequences. **Journal of Biogeography**, v. 36, p. 2313-2323, 2009.
- HATA, K.; SUZUKI, J.I.; KACHI, N. Effects of an alien shrub species, *Leucaena leucocephala*, on establishment of native mid-successional tree species after disturbance in the national park in the Chichijima island, a subtropical oceanic island. **Tropics**, v. 16, n. 3, p. 283-290, 2007.
- HODGKINSON, K.; OXLEY, R.E. Influence of fire and edaphic factors on germination of the Arid Zone shrubs *Acacia aneura*, *Cassia nemophila* and *Dodonaea viscosa*. **Australian Journal of Botany**, v. 38, n. 3, p. 269-279, 1990.
- HOLMES, P.M. Depth distribution and composition of seed-banks in alien invaded and uninvaded fynbos vegetation. **Austral Ecology**, v. 27, p.110-120, 2002.

HUGHES, C. **Global Invasive Species Database**, *Leucaena leucocephala*. 2010. Disponível em: <<http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=23>>. Acesso em: 20 jan. 2021.

HULME, P.E.; BERNARD-VERDIER, M. Comparing traits of native and alien plants: Can we do better? **Functional Ecology**, v. 32, p. 117-125, 2018.

_____. et al. Bias and error in understanding plant invasion impacts. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 4, p. 212-218, 2013.

HUTCHENSON, S.W. Current concepts of active defense in plants. **Annual Review of Phytopathology**, v. 36, p. 59-90, 1998.

I3N-BRASIL. 2010. **Base de dados sobre espécies exóticas invasoras**. Disponível em: <<http://www.institutohorus.org.br>>. Acesso em: 20 jan. 2021.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP. **Portaria nº125, de 07 de agosto de 2009**. Disponível em <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/PORTARIAS/PORTARIA_IAP_125_2009_ESPECIES_EXOTICAS.pdf>. Acesso em: 30 ago. 2016.

ISHAK, M.F.; ISMAIL, B.S.; YUSOFF, N. Allelopathic potential of *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit on the germination and seedling growth of *Ageratum conyzoides* L., *Tridax procumbens* L. and *Emilia sonchifolia* (L.) DC. **Allelopathy Journal**, v. 37, n. 1, p. 109-122, 2016.

JAGANATHAN, G.K. Influence of maternal environment in developing levels of physical dormancy and its ecological significance. **Plant Ecology**, v. 217, p. 71-79, 2016.

_____.; LIU, B. Seasonal influence on dormancy alleviation in *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae) seeds. **Seed Science Research**, v. 24, p. 229-237, 2014.

KAMINSKI, P.E.; SCHIFINO-WITTMANN, M.T.; PAIM, N.R. Phenology of species of the multipurpose tree genus *Leucaena* Benth. (Leguminosae) growing outside their native range. **Leucnet News**, v. 7, p. 1-10, 2000.

KHAN, D.; ISMAIL, S. Fruit types, brood-size, germination and seedling morphology of hopbush (*Dodonaea viscosa* (L.) Jacq.), family Sapindaceae. **International Journal of Biology and Biotechnology**, v. 16, n. 3, p. 811-833, 2019.

KLADIANO, V.G.; MORFIN, F.C. Avances en la propagación de cuatro especies presentes en El Pedregal de San Angel, D.F. In: ROJO, A. (Ed.) **Reserva ecológica El Pedregal de San Angel: ecología, historia natural y manejo**. Mexico, D.F: Universidad Nacional Autónoma de México, 1994. p. 403-408.

KRONKA, F.J.N.; BERTOLANI, F.; PONCE, R.H. **A cultura do Pinus no Brasil**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 2005. 160 p.

KULL, C.A. et al. Adoption, use and perception of Australian acacias around the world. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 822-836, 2011.

LAWAL, D.; YUNUSA, I. *Dodonaea viscosa* Linn: its medicinal, pharmacological and phytochemical properties. **International Journal of Innovation and Applied Studies**, v. 2, n. 4, p. 476-482, 2013.

LEISHMAN, M.R.; HUGHES, M.T.; GORE, D.B. Soil phosphorous enhancement below storm water outlets in urban bushland: spatial and temporal changes and the relationship with invasive plants. **Australian Journal of Soil Research**, v. 42, p.197-202, 2004.

LOWE S. et al. **100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database**. The IUCN Invasive Species Specialist Group (ISSG). New Zealand: Hollands Printing Ltd, 2000. 12 p.

MARASCHIN-SILVA, F.; AQUILA, M.E.A. Potencial alelopático de *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq. **Iheringia, Série Botânica**, v. 60, n. 1, p. 91-98, 2005.

MARQUES, A.R. et al. Germination characteristics and seedbank of the alien species *Leucaena leucocephala* (Fabaceae) in Brazilian forest: ecological implications. **Weed Research**, v. 54, n. 6, p. 576-583, 2014.

- MATOS, D.M.S.; PIVELLO, V.R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, v. 61, n.1, 2009.
- MATZEK, V. Trait values, not trait plasticity, best explain invasive species' performance in a changing environment. **PLoS One**, v. 7, n.10, e48821, 2012.
- MAULI, M.M. et al. Alelopatia de leucena sobre soja e plantas invasoras. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 30, n. 1, p. 55-62, 2009.
- MELO-SILVA, C et al. Biologia reprodutiva de *L. leucocephala* (Lam.) R. de Wit (Fabaceae: Mimosoideae): sucesso de uma espécie invasora. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 9, n. 2, p. 91-97, 2014.
- MENDIBURU, F.D. **Agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research**. R Package Version 1.2-3. 2015. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=agricolae>>. Acesso em: 14 out. 2020.
- MORGAN, D.C. et al. Growth and development of *Pinus radiata* D. Don: the effect of light quality. **Plant, Cell & Environment**, v. 6, p. 691-701, 1983.
- MUNZBERGOVA, Z. et al. Variability in the contribution of different life stages to population growth as a key factor in the invasion success of *Pinus strobus*. **PLoS One**, v. 8, n. 2, e56953, 2013.
- MYERS, J.H.; BAZELY, D.R. **Ecology and Control of Introduced Plants**. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2003. 328 p.
- NOBLE, I.R. Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants. In: DRAKE, J.A. et al. **Biological invasions: a global perspective**. New York: Willey, 1989. p. 301-313.
- OLCKERS, T. Biological control of *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae) in South Africa: A tale of opportunism, seed feeders and unanswered questions. **African Entomology**, v. 19, p. 356-365, 2011.
- PAKEMAN, R.J. Plant migration rates and seed dispersal mechanisms. **Journal of Biogeography**, v. 28, p. 795-800, 2001.
- PHARTYAL, S. et al. Physical dormancy in seeds of *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae) from India. **Seed Science Research**, v. 15, p. 59-61, 2005.
- PYSEK, P. et al. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. **Taxon**, v. 53, p. 131-143, 2004.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. 2020. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 14 out. 2020.
- RANI, M.S.; PIPPALLA, R.S.; MOHAN, K. *Dodonaea viscosa* Linn: an overview. **Journal of Pharmaceutical Research and Health Care**, v. 1, n. 1, p. 97-112, 2009.
- REITZ, R. Sapindáceas. In: REITZ, R. (Ed.). **Flora ilustrada catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1980. 156 p.
- REJMÁNEK, M. A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. **Biological Conservation**, v. 78, p. 171-181, 1996a.
- _____. Species richness and resistance to invasions. In: ORIAN, G.; DIRZO, R.; CUSHMAN, J.H. (Ed.). **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. New York: Springer, 1996b. p. 153-172.
- _____.; RICHARDSON, D.M. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, v. 77, p. 1655-1661, 1996.
- RICHARDSON, D.M.; KLUGE, R.L. Seed banks of invasive Australian *Acacia* species in South Africa: role in invasiveness and options for management. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 10, p. 161-177, 2008.
- _____.; REJMÁNEK, M. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. **Diversity and Distributions**, v. 10, p. 321-331, 2004.

RICHARDSON, D.M.; WILLIAMS, P.A.; HOBBS, R.J. Pine invasions in the southern hemisphere: determinants of spread and invadability. **Journal of Biogeography**, v. 21, p. 511-527, 1994.

ROSA, S.G.T.; FERREIRA, A.G. Germinação de sementes de plantas medicinais lenhosas. **Acta Botanica Brasilica**, v. 15, n. 2, p. 147-154, 2001.

ROWSHAN, V.; FARHADI, F.; NAJAFIAN, S. The essential oil of *Dodonaea viscosa* leaves is allelopathic to rosemary (*Rosmarinus officinalis* L.). **Industrial Crops and Products**, v. 56, p. 241-245, 2014.

SAITER, F.Z.; MONTEIRO, A.L.O.; CREPALDI, M.O. Abundância de *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq. (Sapindaceae) em trechos de formação arbustiva de restinga com diferentes níveis de perturbação no litoral sul do Espírito Santo. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium**, v. 3, n. 2, p. 439-449, 2012.

SANTANA, D.G.; RANAL, M.A. **Análise da germinação: um enfoque estatístico**. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2004. 248p.

SIEMANN, E.; ROGERS, W.E. Increased competitive ability of an invasive tree may be limited by an invasive beetle. **Ecological Applications**, v. 13, n. 6, p. 1503-1507, 2003.

SINGH, H.P.; BATISH, D.R.; KOHLI, R.K. Allelopathic effect of *Leucaena leucocephala* on *Zea mays*. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 11, n. 4, p. 801-808, 1999.

SILVA, A.A.; SILVA, J.F. **Tópicos em manejo de plantas daninhas**. Viçosa: UFV, 2007. 367 p.

STEVENS, J.T.; BECKAGE, B. Fire feedbacks facilitate invasion of pine savannas by Brazilian pepper (*Schinus terebinthifolius*). **New Phytologist**, v. 184, p. 365-375, 2009.

TAYLOR, K.T. et al. Drivers of plant invasion vary globally: evidence from pine invasions within six ecoregions. **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, p. 96-106, 2016.

THIELE, J. et al. Impact assessment revisited: improving the theoretical basis for management of invasive alien species. **Biological Invasions**, v. 12, p. 2025-2035, 2010.

VAN DER WALL, S.B. Masting in animal-dispersed pines facilitates seed dispersal. **Ecology**, v. 83, p. 3508-3516, 2002.

VAN KLEUNEN, M.; DAWSON, W.; MAUREL, N. Characteristics of successful alien plants. **Molecular Ecology**, v. 24, n. 9, p. 1954-1968, 2014.

VENABLE, D.L. The evolutionary ecology of seed heteromorphism. **American Naturalist**, v. 126, p. 577-595, 1985.

VENKATESH, S et al. Pharmacognostical studies on *Dodonaea viscosa* leaves. **African Journal of Pharmacy and Pharmacology**, v. 2, p. 83-88, 2008.

VILÀ, M.; D'ANTONIO, C.M. Fruit choice and seed dispersal of invasive vs non-invasive *Carpobrotus* (Aizoaceae) in coastal California. **Ecology**, v. 79, p. 1053-1060, 1998.

_____.; IBÁÑEZ, I. Plant invasions in the landscape. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 461-472, 2011.

_____.; WEINER, J. Are invasive plant species better competitors than native plant species? Evidence from pair-wise experiments. **Oikos**, v. 105, p. 229-238, 2004.

WALTON, C.S. **Leucaena (*Leucaena leucocephala*) in Queensland**. Queensland, Australia: Department of Natural Resources and Mines, 2003. 55p.

WEST, J.G. A taxonomic revision of *Dodonaea* (Sapindaceae) in Australia. **Brunonia**, v. 7, p. 1-194, 1984.

WRIGHT, I.J. et al. The worldwide leaf economics spectrum. **Nature**, v. 428, p. 821-827, 2004.

XAVIER, T.M.T.; MORENO, M.R. Prejuízos causados pelas espécies exóticas invasoras na Floresta Nacional de Pacotuba. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS GRADUAÇÃO, 8., 2008, São José dos Campos. **Anais...**, São José dos Campos: UNIVAP, 2008.

ZANCHETTA, D.; PINHEIRO, L.S. Análise biofísica dos processos envolvidos na invasão biológica de sementes de *Pinus elliottii* na Estação Ecológica de Itirapina – SP e alternativas de manejo. **Climatologia e Estudos da Paisagem**, v. 2, p. 72-90, 2007.

ZENNI, R.D.; NUÑEZ, M.A. The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology. **Oikos**, v. 122, n. 6, p. 801-815, 2013.

_____.; ZILLER, S.R. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 3, p. 431-446, 2011.

REPRODUCTIVE PHENOLOGY OF PEACH PALMS (*Bactris gasipaes* KUNTH, ARECACEAE) GROWING IN THE STATE OF SÃO PAULO ¹

FENOLOGIA REPRODUTIVA DE PUPUNHEIRAS (*Bactris gasipaes* KUNTH, ARECACEAE) CULTIVADAS NO ESTADO DE SÃO PAULO

Valéria Aparecida MODOLO^{2,4}; Antonio Lúcio Melo MARTINS³; Angélica PRELA-PANTANO²;
Norma de Magalhães ERISMANN²; Iago Felipe Nogueira PIRAMO²;
João Batista Lima SOUSA²; Camila SILVERIO²

ABSTRACT - Peach palm (*Bactris gasipaes* Kunth) was commercially introduced in São Paulo in the 1980s, as an alternative for heart-of-palm production, being currently the main species cultivated for this purpose. Phenological studies on flowering/fruiting, in addition to contributing to the breeding program, can provide subsidies for seed production technology. The objective of this research was to evaluate the reproductive phenology of peach palm, to relate the observed patterns with climatic elements and estimate its stages when cultivated in three locations in the State of São Paulo. The experiments were carried out in the IAC Peach Palm Collection, planted in September/1992, in Pariquera-Açu, Pindorama and Mococa. We selected 173, 282 and 150 plants for phenology evaluation and 30, 32 and 33 plants to estimate the stages, between July/June, in different years for each area, between 2013 and 2019. Data were analyzed by the activity index and by the Spearman correlation (rs) between the percentage of peach palms in each phenophase in the month and the climatic variables in the same month, from one and two months earlier. The flowering time depends on the location where the palm is cultivated, influenced by the average temperature and evapotranspiration in Pariquera-Açu and by precipitation in Mococa. The prevailing climatic elements in fruiting in the three locations are evapotranspiration and average temperature in the month preceding the phenological event and in Mococa it is also influenced by precipitation. The time for peach palms flowering varies from 41 to 50 days and the fruiting lasts 116 days in Pindorama.

Keywords: *Bactris gasipaes*; Flowering, Fruiting; Heart-of-palm; Peach Palm.

RESUMO - A pupunheira (*Bactris gasipaes* Kunth) foi introduzida comercialmente em São Paulo na década de 1980, como alternativa para produção de palmito, sendo atualmente a principal espécie cultivada para esse fim. Estudos fenológicos sobre floração/frutificação, além de contribuir para o programa de melhoramento podem fornecer subsídios para tecnologia de produção de sementes. O objetivo desta pesquisa foi avaliar a fenologia reprodutiva de pupunheira, relacionar os padrões observados com elementos climáticos e estimar suas etapas quando cultivada em três locais do Estado de São Paulo. Os experimentos foram realizados na Coleção de Pupunheiras do IAC, plantadas em setembro/1992, em Pariquera-Açu, Pindorama e Mococa. Foram selecionadas 173, 282 e 150 plantas para avaliação da fenologia e 30, 32 e 33 plantas para estimar as etapas, entre julho/junho em anos distintos para cada área, entre 2013 e 2019. Os dados foram analisados pelo índice de atividade e pela correlação de Spearman (rs) entre a porcentagem de pupunheiras em cada fenofase no mês e as variáveis climáticas no mesmo mês, de um e dois meses anteriores. A época de floração de pupunheira depende do local onde a palmeira é cultivada, influenciada pela temperatura média e evapotranspiração em Pariquera-Açu e pela precipitação em Mococa. Os elementos climáticos preponderantes na frutificação nos três locais são evapotranspiração e temperatura média no mês anterior ao evento fenológico e em Mococa também é influenciada pela precipitação. O tempo para a floração de pupunheiras varia de 41 a 50 dias e a frutificação dura 116 dias em Pindorama.

Palavras-chave: *Bactris gasipaes*; Floração, Frutificação; Palmito; Pupunha.

¹ Recebido para análise em 25.09.2020. Aceito para publicação em 21.05.2021.

² Instituto Agronômico (IAC/APTA), Av. Barão de Itapura, 1.481, 13.020-902, Campinas, SP, Brazil.

³ APTA Centro Norte, Rodovia Washington Luiz, km 372, 15830-000, Pindorama, SP, Brazil.

⁴ Corresponding author: Valéria A. Modolo - valeria.modolo@sp.gov.br.

1 INTRODUCTION

Peach palm (*Bactris gasipaes* Kunth) occurs in the humid American tropics from northern Honduras, along the Atlantic coast in Central and South America to São Luís do Maranhão in Brazil, and along the Pacific coast, from southern Costa Rica to northern Peru (Almeyda and Martin, 1980). It is widely distributed in the Amazon Basin, in an area comprising Bolivia, Brazil, Colombia, Peru and Venezuela. It is a perennial, cespitose palm (it has tillers forming a clump), whose stem (stipe) can reach up to 20 m in height and 15 to 25 cm in diameter. It can be found in two basic types: with and without spines in the stem and/or in the petiole and rachis of the leaves (Mora-Urpí et al., 1997). Its fruits are rich in proteins, carbohydrates and various mineral nutrients, such as calcium, iron and phosphorus, in addition to having a high content of vitamin A and its consumption, after cooking in water and salt, is definitely integrated with the eating habits of the area that covers the States of the region of origin (Clement, 2000). In the State of São Paulo, it was introduced as an alternative for the production of heart-of-palm, since the main species for this purpose, the juçara palm (*Euterpe edulis* Mart.), was being decimated by indiscriminate extraction. Currently it is the main species cultivated for heart-of-palm production, mainly due to its cultivation characteristics, such as precocity and tillering (Modolo et al., 2018).

Research in Brazil with the peach palm for the production of heart-of-palm began in the early 1970s at the Instituto Agrônomo de Campinas - IAC (Germek, 1978) and at the end of the same decade at the Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Moreira Gomes and Arkcoll, 1988). In that decade, the IAC Peach Palm Collection began to be formed in the State of São Paulo, with the purpose of studies in the areas of phytotechnics and breeding, with the introduction of peach palm accessions from the Brazilian Amazon, Costa Rica and Peru (Bovi et al., 1987). Subsequently, in the 1990s, there were introductions of seeds of spineless peach palm from the region of Yurimaguas, Peru, planted in different edaphoclimatic regions of the State (coast and plateau of São Paulo) and, consequently, have different climatic characteristics (Modolo et al., 2019). Over the years, it was observed that there were differences in the flowering/fruiting times of the

palms depending on the region and the state, which could be better studied for the extension of the peach palm breeding program.

Climatic variations occur periodically throughout the year and every day, especially in response to the balance of solar radiation. On the other hand, aperiodic oscillations can occur throughout the year, changing the phenological pattern of the plants, from one year to another (Bergamaschi, 2007). Both Mora-Urpí and Solís (1980) and Ferreira (2005) had already mentioned that in native peach palms the season of fruit production could vary from year to year according to the rainy and dry periods. However, there are few studies that describe the phenology of peach palm grown in tropical and subtropical conditions.

Knowledge about phenological patterns of any species is essential to support stages of genetic improvement programs, management and domestication of the species, plants and environment relations (Jardim and Kageyama, 1994; Oliveira et al, 2003). From an agronomic point of view, phenological studies of flowering/fruiting of peach palm in different regions of São Paulo State, in addition to contributing to the species breeding program, will serve as a subsidy to establish seed production technology in the State.

The objective of this research was to evaluate the reproductive phenology of peach palm, to relate the observed patterns with climatic elements and estimate its stages when cultivated in three locations in the State of São Paulo.

2 MATERIAL AND METHODS

2.1 Study areas and characterization of peach palm collections

The experiment was carried out on cultivated individuals from the IAC Peach Palm Collection, which is composed of 332 half-sibling progenies, obtained from seeds from the collection of fruits in parent plants located in Yurimáguas, Peru, in the regions of the hydrographic basins of Huallaga, Cuiparillo, Paranapura and Shanusi. The seeds were collected in 1991 and the seedlings of the progenies were planted in two distinct regions of São Paulo State (coast and plateau of São Paulo), in September 1992.

Area I: Located in the Polo APTA Vale do Ribeira located in the municipality of Pariquera-Açu (24°36'31"S and 47°53'48"O, at 25 m of altitude above sea level), SP. The region is characterized as Cfa (Köppen) climate, Humid Subtropical Climate, with hot/humid characteristics with temperatures below 18°C in the coldest month and above 22°C in the hottest month and average precipitation of 1,678 mm, without defined seasons (Ortolani et al., 1995). Collection composed of 332 progenies, one plant/progeny, cultivated without tiller management and without irrigation, planted at 5 x 5 m spacing, totaling an area of 0.83 ha.

Area II: Located in the Polo APTA Centro Norte, in Pindorama (21°12'11"S and 48°54'34"O, at 542 m of altitude), SP. The Aw (Köppen) climate prevails in this region, with a rainy season in summer and a dry one in winter, with an average rainfall of 1,258 mm and an average temperature between 19.3 and 23.8°C (Ortolani et al., 1995). Collection composed of 165 progenies cultivated with irrigation and without tiller management, six plants/progeny totaling 990 palms, planted in 8 x 4 m spacing, totaling an area of 3.17 ha.

Area III: Located at IAC – Regional, Mococa (21°28'16"S, 47°00'23"O, at 665 m of altitude), SP. The region's climate is Aw (Köppen) with a rainy season from October to March, with 1,182 mm and average temperatures between 23 and 25°C, and a drier season, from April to September, with 283 mm and average temperature between 19 e 23°C (Ortolani et al., 1995). Collection composed of 67 progenies cultivated without irrigation and without tiller management, three plants/progeny, totaling 201 palms, planted at 8 x 4 m spacing, with a total area of 0.64 ha.

Monitoring of climatic conditions (precipitation and maximum and minimum temperatures) was carried out during the study period and water balance and evapotranspiration (ETP) were calculated (Thornthwaite, 1948). The data were collected by an automatic meteorological station (Campbell) installed close to the experimental sites.

2.2 Methodology

In each experimental area, two simultaneous experiments were carried out: characterization of the annual variation and estimation of flowering/fruiting stages.

Evaluation of annual variation: The standardization of individuals for phenological monitoring was carried out by selecting progenies with a maximum of eight tillers/plant and maximum stem height of 15m. Monthly evaluations of 173, 282 and 150 selected plants were performed for one year, totaling 12 observations in each area, from July/2013 to June/2014, July/2015 to June/2016 and July/2018 to June/2019, in areas I, II and III, respectively. The collection of phenological data took place from the record of the presence or absence, following the protocol of Bencke and Morellato (2002), of the following phenophases: flowering, characterized by the appearance of 2/3 of the floral spathe on at least one stem/palm (Figure 1a) and fruiting, characterized by the presence of bunch with unripe fruits or ripe fruits on at least one stem/palm (Figure 1b). In the data analysis, the Activity Index - AI or percentage of individuals was used: $AI = 100 \text{ (niph.tni}^{-1}\text{)}$, where niph is the number of individuals in the phenophase and tni is the total number of observed individuals. A non-synchronous or asynchronous phenological event was considered when <20% of individuals were in the phenophase; little synchronic or low synchrony with 20-60% of individuals in the phenophase and high synchrony with > 60% of individuals in the phenophase (Bencke and Morellato, 2002). Spearman's non-parametric correlation (r_s) was calculated between the percentage of peach palms in each phenophase in the month and the climatic variables in the same month, from one and two previous months: average temperature, monthly precipitation of the year and the average of the last ten years, evapotranspiration and water balance (water deficit and water surplus). The Statgraphics 4.1 Program was used.

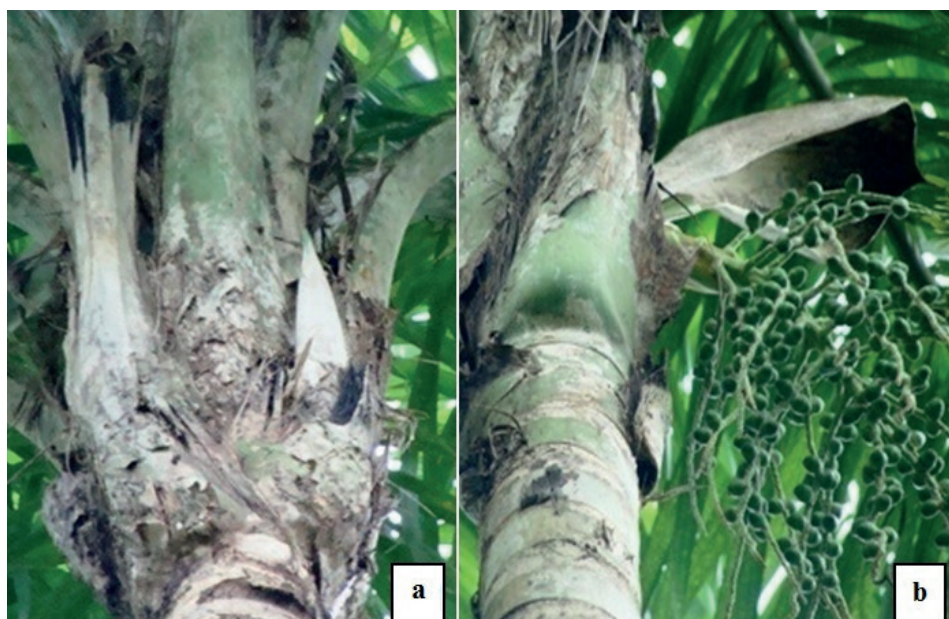


Figure 1. Stages of flowering and fruiting phenology of peach palms: (a) flowering phase – appearance of 2/3 of the floral spathe; (b) fruiting stage – presence of unripe or ripe fruits.

Figura 1. Etapas da fenologia de floração e frutificação de pupunheiras: (a) fase de floração – aparecimento de 2/3 da espata floral; (b) fase de frutificação – presença de frutos imaturos ou maduros.

Estimation of flowering/fruiting stages: The number of plants for this evaluation was reduced, with 30, 32 and 33 plants selected from the population of 173, 282 and 150, in each area respectively, which showed morphological characteristics favorable for better crown view and, consequently, the location of the appearance of the floral spathe (Figure 2a). Combined characteristics such as a more open clump, that is, having distant stems; height between the stems of the clump and the crown shape were considered for the selection of the plants, as they favor the visualization of the beginning of the appearance of the spathe. The definition of the phenological stages was based on Mora-Urpí (1980) and Mora-Urpí and Solís (1980): the peach palm inflorescence is monoecious; flowering is protogenic and pollination covers a period of three days. There are three pollination mechanisms: the most important is that carried out by a curculionid (*Derelomus palmarum* Champ.), the second is by

wind and the third by gravity. The anthesis of all female flowers occurs at the same time in the same inflorescence, coincides with the opening of the spathe and the flowers remain fertile for 24 hours; the anthesis of the male flower occurs 24 hours after the opening of the spathe and the beginning of the female anthesis, there is the release of pollen and quickly after male flowers fall, making this event easy to visualize. The 30, 32 and 33 palms selected for areas I, II and III, respectively, were evaluated during the period from August to December of each year to identify the phases: (A) flowering: time between the appearance of the floral spathe in the palm stipe (Figure 2a), passing through the spathe opening and exposure of the inflorescence (Figure 2b) and subsequent fall of the male flowers/appearance of yellow-green fruits in the bunch (Figure 2c) and (B) fruiting: time between fall of male flowers/appearance of yellow-green fruits in the bunch (Figure 2c) and production of ripe fruits (Figure 2d).



Figure 2. Phases of peach palm flowering: (a) appearance of the floral spathe; (b) spathe opening and inflorescence exposure; (c) fall of male flowers/appearance of yellow-green fruits; (d) ripe fruits in bunches (photos: Valéria A. Modolo).

Figura 2. Fases da floração de pupunheira: (a) aparecimento da espata floral; (b) abertura da espata e exposição da inflorescência; (c) queda de flores masculinas/aparecimento de frutos amarelo-esverdeados; (d) frutos maduros no cacho (fotos: Valéria A. Modolo).

After the selection and based on the results of previous experiments (Amorim et al., 2011; Silva et al., 2012; Staine et al., 2014; Souza et al., 2017), the palms were observed during the period corresponding to the beginning of flowering in the different regions. The peach palm may have several stems due to its tillering and each stem may have several spathes. The first spathe of the clump was considered and the corresponding stem was marked for monitoring. When the first spathe (Figure 2a) was sighted with the aid of a binocular, the date of its appearance was noted. After marking, the spathes were observed daily in order to check their opening for exposure of the inflorescence (Figure 2b) and the date of the fall of the male flowers/appearance of yellow-green fruits in the bunch (Figure 2c). This evaluation was carried out in the afternoon, as it was found that the spathes usually open during this period. Subsequently, the development of the fruits in these bunches was observed to note the harvest date of the ripe fruits. The means and standard deviations of each phase were estimated.

3 RESULTS AND DISCUSSION

Regarding the evaluation of the annual variation of flowering, it was observed in Figure 3a that in Pariquera-Açu, in the period of one month the percentage of plants showing spathe doubled, from 40% in October to 80% in November, reaching a maximum of 90% in December/2013 and maintaining the level of around 80% until March/2014. There was a high flowering synchrony of peach palms (above 80%), between November/2013 and March/2014. Garcia and Barbedo (2016) also observed peach palm flowering in Vale do Ribeira with the presence of floral spathes in high synchrony between the months of November and March, with more than 60% of the individuals in this phenophase. In the central Brazilian Amazon, the peach palm blooms from August to November, with the main fruiting period between December and March of the following year (Ferreira, 2005).

Figure 4a shows the characterization of the annual flowering variation observed in Pindorama, with 20% of plants showing floral spathe in July/2015, doubling each month, reaching about 40 and 80% in August and September, respectively, and reaching the maximum of almost 100% of plants blooming in October. The same growth characteristics of percentage of flowering plants were observed in the palms grown in Mococa (Figure 5a). Also in July, August and September there was an increase in the percentage of plants blooming, around 20% per month, with a maximum of approximately 90% in October and November. In both Pindorama and Mococa, the activity peak of flowering plants remained only for one month, in contrast to what occurred in Pariquera-Açu, where flowering above 80% was observed for four months (Figure 3a). Pariquera-Açu is located in Vale do Ribeira, a region characterized by a tropical rainy climate, with no defined dry season and average precipitation of the driest month exceeding 60 mm, but atypical climatic conditions was observed during the evaluation period, with rainfall between December and January/2014 below the expected average for that period (Figure 3b), which resulted in a period of water deficit between December and March, which coincided with a period of higher percentage of flowering (above 80%). In Pindorama and Mococa, after the activity peak of flowering in November, there was a more sudden drop in Pindorama, to 20% in December and more

gradual in Mococa, also reaching 20% in January (Figures 4a and 5a). Both places have Aw (Köppen) climate, with small differences between precipitation and average temperatures in the winter and summer seasons. Although the evaluations took place in different years, it was observed that the volume of precipitation in January was well below average, providing periods of water deficit, alternately, during some summer months in Pindorama as well as in Mococa, in the middle of the rainy season (Figures 4b, 4c, 5b and 5c). At these locations, a second activity peak of flowering was also observed (Figures 4a and 5a), differently from what occurred in the palms grown in Pariquera-Açu (Figure 3a). Garcia and Barbedo (2016) also characterized the peach palm flowering in Vale do Ribeira as annual. In both Pindorama and Mococa it is not yet possible to state whether flowering is sub-annual, as there is a need for studies in at least two consecutive years to observe whether there is a repetition of the phenological event. In Pindorama, starting in March, there was an increase of around 25% per month of plants showing spathe, reaching almost 80% of the plants blooming in June (Figure 4a). This period coincided with consecutive months of water deficit (Figure 4c). The second activity peak of flowering in Mococa was not gradual like the first one (Figure 5c) and in two months, from February to April, the percentage of plants blooming increased from 20% to over 80%, also coinciding with a period of water deficit (Figure 5c).

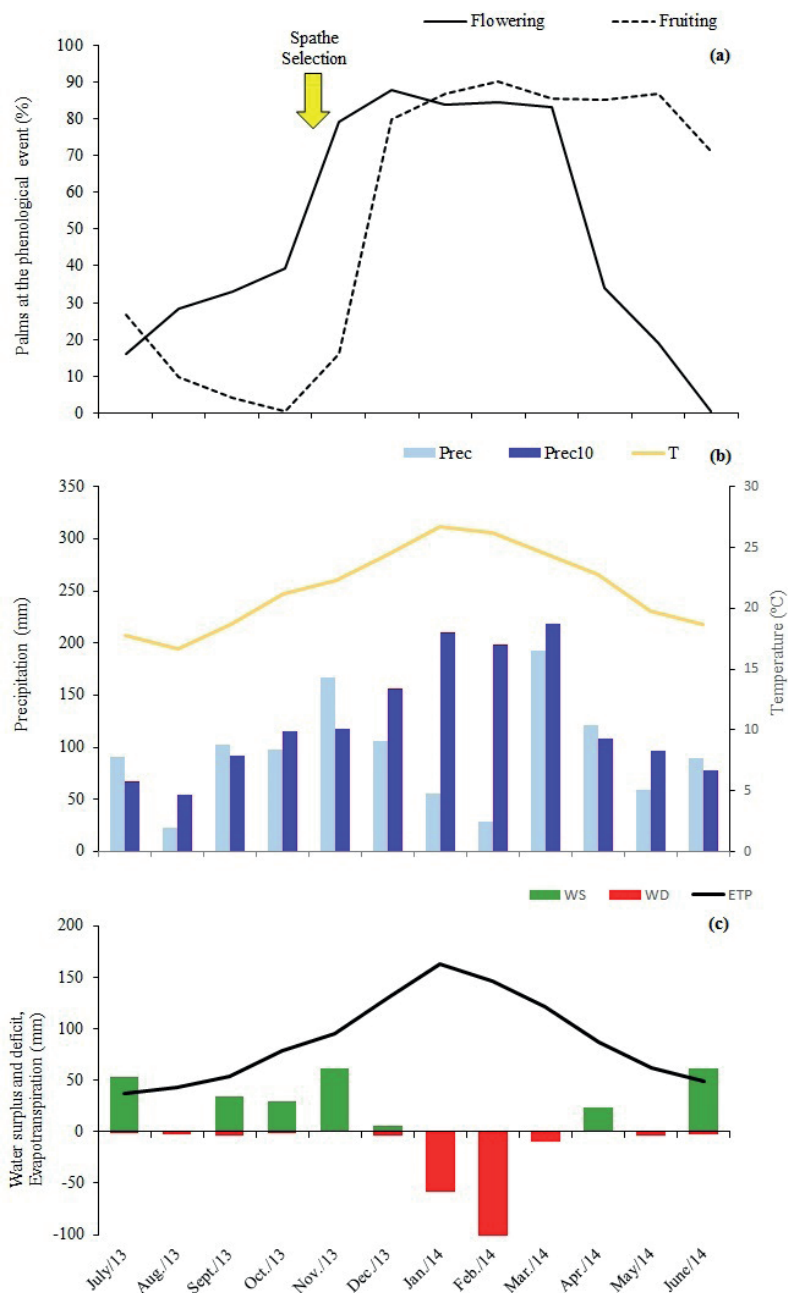


Figure 3. Reproductive phenology of *Bactris gasipaes* in Area I. (a) Percentage of palms showing the phenophases of flowering (appearance of 2/3 of the floral spathe) and fruiting (presence of bunch with young and/or ripe fruits); (b) Average precipitation over the last ten years (Prec10), monthly precipitation of the year (Prec) and monthly average temperature (T); (c) Evapotranspiration (ETP), Water Surplus (WS) and Water Deficit (WD). Pariquera-Açu, SP (July/2013 to June/2014). Source (b) and (c): IAC Meteorological Stations Network, Campinas, SP.

Figura 3. Fenologia reprodutiva de *Bactris gasipaes* na Área I. (a) Porcentagem de palmeiras apresentando as fenofases de floração (aparecimento de 2/3 da espata floral) e frutificação (presença de cacho com frutos imaturos e/ou maduros); (b) Precipitação média dos últimos dez anos (Prec10), Precipitação mensal do ano (Prec) e Temperatura média mensal (T); (c) Evapotranspiração (ETP); Excedente Hídrico (WS) e Déficit Hídrico (WD). Pariquera-Açu, SP (julho/2013 a junho/2014). Fonte (b) e (c): Rede de Estações Meteorológicas do IAC, Campinas, SP.

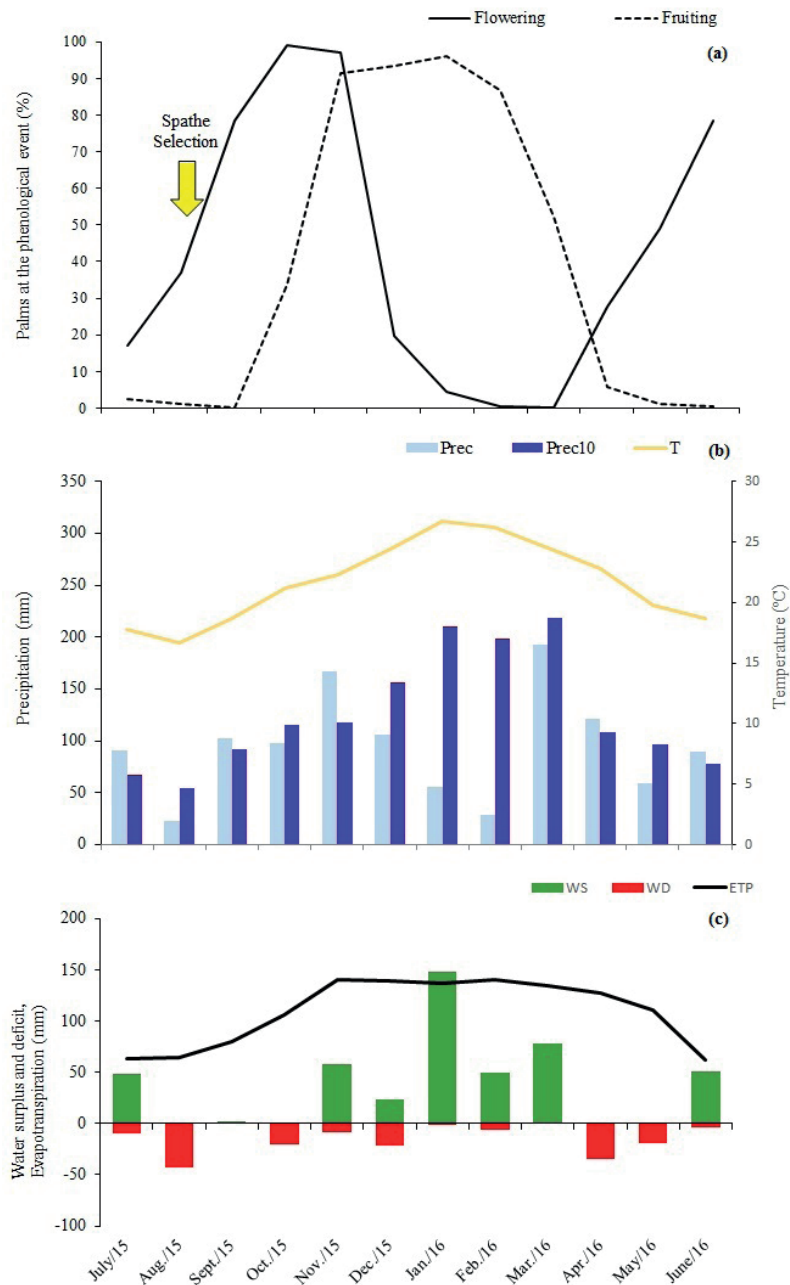


Figure 4. Reproductive phenology of *Bactris gasipaes* in Area II. (a) Percentage of palms showing the phenophases of flowering (appearance of 2/3 of the floral spathe) and fruiting (presence of bunch with young and/or ripe fruits); (b) Average precipitation over the last ten years (Prec10), monthly precipitation of the year (Prec) and monthly average temperature (T); (c) Evapotranspiration (ETP), Water Surplus (WS) and Water Deficit (WD). Pindorama, SP (July/2015 to June/2016). Source (b) and (c): IAC Meteorological Stations Network, Campinas, SP.

Figura 4. Fenologia reprodutiva de *Bactris gasipaes* na Área II. (a) Porcentagem de palmeiras apresentando as fenofases de floração (aparecimento de 2/3 da espata floral) e frutificação (presença de cacho com frutos novos e/ou frutos maduros); (b) Precipitação média dos últimos dez anos (Prec10), Precipitação mensal do ano (Prec) e Temperatura média mensal (T); (c) Evapotranspiração (ETP); Excedente Hídrico (WS) e Déficit Hídrico (WD). Pindorama, SP (julho/2015 a junho/2016). Fonte (b) e (c): Rede de Estações Meteorológicas do IAC, Campinas, SP.

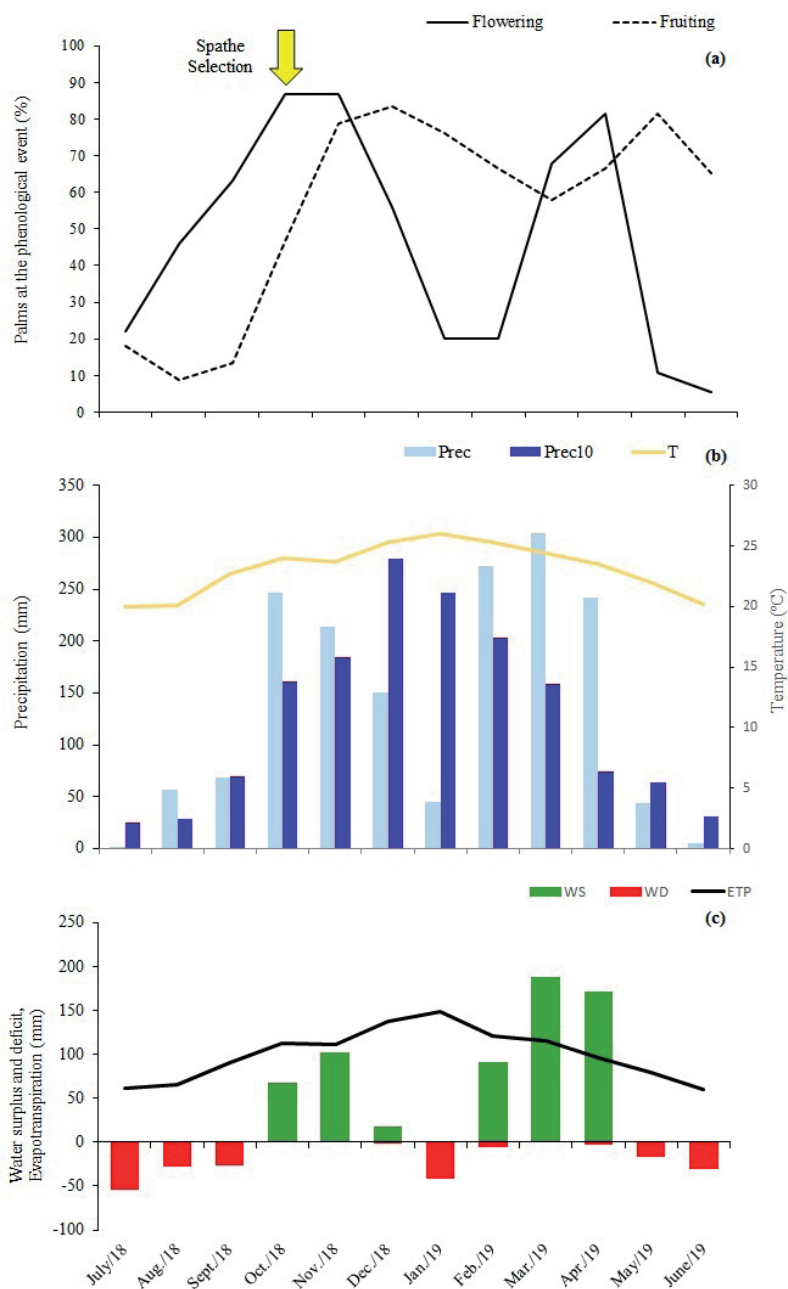


Figure 5. Reproductive phenology of *Bactris gasipaes* in Area III. (a) Percentage of palms showing the phenophases of flowering (appearance of 2/3 of the floral spathe) and fruiting (presence of bunch with young and/or ripe fruits); (b) Average precipitation over the last ten years (Prec10), monthly precipitation of the year (Prec) and monthly average temperature (T); (c) Evapotranspiration (ETP), Water Surplus (WS) and Water Deficit (WD). Mococa, SP (July/2018 to June/2019). Source (b) and (c): IAC Meteorological Stations Network, Campinas, SP.

Figura 5. Fenologia reprodutiva de *Bactris gasipaes* na Área III. (a) Porcentagem de palmeiras apresentando as fenofases de floração (aparecimento de 2/3 da espata floral) e frutificação (presença de cacho com frutos novos e/ou frutos maduros); (b) Precipitação média dos últimos dez anos (Prec10), Precipitação mensal do ano (Prec) e Temperatura média mensal (T); (c) Evapotranspiração (ETP); Excedente Hídrico (WS) e Déficit Hídrico (WD). Mococa, SP (julho/2018 a junho/2019). Fonte (b) e (c): Rede de Estações Meteorológicas do IAC, Campinas, SP.

Correlating flowering with climatological elements, it can be seen in Table 1 that in Pariquera-Açu there was no correlation between flowering and precipitation, water deficit and water surplus, but there was a very high Spearman correlation ($r_s = 0.916$) between appearance of spathes (flowering) and evapotranspiration in the same month and moderate in the previous month ($r_s = 0.636$) and also with the average temperature ($r_s = 0.839$) in the same month. The potential evapotranspiration (ETP) is indicative of the evapotranspiration demand of the atmosphere of a place, in a period, defined by the combined effect of the net radiation, temperature, relative humidity and wind speed (Pereira et al., 2002). The high evapotranspiration associated with a condition of water deficit in the soil (Figure 3c) can cause a stress condition in the plant favorable to the appearance of spathe. In the regions of the São Paulo plateau, there was a positive correlation between precipitation and flowering in Mococa ($r_s = 0.635$) where there was no irrigation, but in Pindorama, whose area was irrigated, there was no correlation between the climatic elements, only an inversely proportional correlation with the water surplus (Table 1). According to Rocha et al. (2015) in *Copernicia prunifera* (Arecaceae), the appearance of flower buds significantly correlated with all analyzed climatic variables, with a higher emission of flower buds with the increase in temperature, precipitation and relative air humidity. In peach palm, Mora-Urpí and Solís (1980) studying pollination in Costa Rica in two ecologically different regions reported that flowering in the Pacific hillside region ($9^{\circ}22'$, 690 m, average temperature of 25.5°C , average rainfall of 1,942 mm and with defined dry season) coincides with the dry season, whereas in the region of the Atlantic hillside ($10^{\circ}13'$, 280 m, average temperature of 25.1°C , precipitation of 4,392 mm) occurs in the rainy season. Garcia and Barbedo (2016) found that the activity peaks of flowering in Vale do Ribeira, SP, occurred in months with high precipitation and temperature.

According to Mora-Urpí et al. (1984) the time for fruit production in peach palm is determined by precipitation and periods of drought. The regions studied in São Paulo seem to have been influenced by periods of drought (water deficit) at the beginning and duration of the flowering period. Simultaneous studies in different locations, with distinct climatic characteristics, can better elucidate the relationship between water deficit and flowering period in peach palm.

Regarding fruiting, the presence of plants with fruit bunches, unripe or ripe, was observed in almost all months of evaluation (Figures 3a, 4a and 5a). In Pariquera-Açu from December/2013, there were more than 70% of stems with fruits until the end of the evaluation (June/2014) (Figure 3a). In Pindorama, the activity peak of fruiting was concentrated between November/2015 and February/2016 (Figure 4a), with more than 85% of the plants with fruit bunches. Yet in Mococa (Figure 5a), a lower percentage of fruiting plants was observed (maximum 83% in December/2018), but the distribution over the months was similar to Pariquera-Açu, that is, above 60% of plants with fruits for seven months of the observed period. This may have occurred due to the proximity of the two activity peaks of flowering observed in Mococa, in addition to the fact that flowering was gradual over the months of observation (Figure 5a). According to Ferreira (2005), in the region of Manaus (AM) the harvest of the first ripe bunches begins in December and extends until March. It was also noted by the author that, in favorable edaphoclimatic conditions, a period of less flowering may occur during May-June with fruiting in August-September, especially after a year of little fruiting. According to Mora-Urpí et al. (1984) in Costa Rica, the main harvest is between May and June in the South Pacific region, from June to August in the central Pacific region and from August to November in the Caribbean and northern Costa Rica regions, depending on the rainfall regime these periods can be more or less extended.

Table 1. Spearman's correlation coefficient (rs) between percentage of peach palms in each phenophase (flowering and fruiting) per month and climatic variables in the same month (0), one (1) and two (2) previous months: average temperature (T), monthly precipitation of the year (Prec), Evapotranspiration (ETP), Water Deficit (WD) and Water Surplus (WS), between July and June 2013/2014 for Pariquera-Açu, 2015/2016 for Pindorama and 2018/2019 for Mococa; ns, not significant correlation (* $p \leq 0.05$; ** $p \leq 0.01$). Instituto Agronômico (IAC), Campinas, SP.

Tabela 1. Coeficiente de correlação de Spearman (rs) entre porcentagem de pupunheiras em cada fenofase (floração e frutificação) por mês e as variáveis climáticas no mesmo mês (0), de um (1) e de dois (2) meses anteriores: Temperatura média (T), Precipitação mensal do ano (Prec), Evapotranspiração (ETP), Déficit Hídrico (WD) e Excedente Hídrico (WS), entre julho e junho de 2013/2014 para Pariquera-Açu, de 2015/2016 para Pindorama e de 2018/2019 para Mococa; ns, correlação não significativa (* $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$). Instituto Agronômico (IAC), Campinas, SP.

	Month	Pariquera-Açu		Pindorama		Mococa	
		Flowering	Fruiting	Flowering	Fruiting	Flowering	Fruiting
T	0	0.839**	0.683*	ns	0.743*	ns	ns
	1	ns	0.900**	ns	0.743*	ns	0.631*
	2	ns	0.837**	ns	ns	ns	ns
Prec	0	ns	ns	ns	ns	0.635*	ns
	1	ns	ns	ns	ns	ns	0.595*
	2	ns	ns	ns	ns	ns	0.820**
ETP	0	0.916**	0.599*	ns	0.823**	ns	ns
	1	0.636*	0.886**	ns	0.620*	ns	0.606*
	2	ns	0.872**	ns	ns	ns	ns
WD	0	ns	ns	ns	ns	-0.732*	ns
	1	ns	ns	ns	ns	ns	-0.780**
	2	ns	ns	ns	ns	ns	-0.833**
WS	0	ns	ns	ns	ns	0.657*	ns
	1	ns	ns	-0.603*	ns	ns	0.705*
	2	ns	ns	ns	ns	-0.659*	0.632*

In the three locations, there was a correlation between fruiting and average temperature and evapotranspiration, mainly with data from the previous month (Table 1). In Mococa, there was also positive correlations with precipitation and water surplus and a negative correlation with water deficit, between fruiting and previous months data,

indicating that the higher the temperature and the precipitation the greater the presence of fruits. Similar correlations were observed by Chagas et al. (2019) in works in a natural oil palm population, in Macaíba (RN), reporting positive correlations between fruiting and average temperature, humidity and precipitation.

Regarding the flowering and fruiting stages, there was a loss of plants during the evaluation due to stems falling caused by storms or spathe falling. In Pariquera-Açu, 93% of the marked spathes opened in inflorescence, but there was no harvest of ripe fruits due to the intense attack by birds that dropped the fruits, making it impossible to count the duration of fruiting. In Pindorama, there was a fall of 9 marked stems due to a windstorm, 3 before the opening of the spathes and 6 during fruiting. Of the total evaluated, 93% of the marked spathes became inflorescence and 97% formed bunches with ripe fruits. In Mococa, 94% of the marked spathes became inflorescence and only 44% of them formed bunches with ripe fruits. The peach palm, especially when grown on the São Paulo plateau, suffers a lot from unfavorable climatic conditions and may not even have the reproductive phase. In this work, there was a concern in selecting plants that had already fruited in previous years, but for future experiments, the number of plants observed should also be increased. Especially in the Collection of palms grown in Mococa, the lack of irrigation may have been decisive in the low percentage of fruiting. According to Modolo et al. (2018) regions of the São Paulo plateau, such as Pindorama and Mococa, are more suitable for the production of peach palm seeds mainly because the average percentage of flowering plants is comparatively higher than in the Vale do Ribeira and the lower appearance of parthenocarpic fruits. However, the need for irrigation in this region must be emphasized for fruit and seed production to be effective.

The average time for flowering was 41 days in Pariquera-Açu, 50 days in Pindorama and 43 days in Mococa (Figure 6). However, observing Table 2, which shows the total number of plants marked per decade and the total number of plants that effectively completed the flowering phase, it was found that in Pindorama the average number of days for flowering, considering only the number of

plants observed per ten-day period, was higher in those that were marked at the beginning of the flowering phase than those marked at the end. In Pindorama, 46% of the plants were marked between 08/21 and 09/10 and in these plants flowering lasted more than 60 days. In the next three ten-day periods (from 09/11 to 10/10) the average days for flowering was 38, with the flowering time of the plant marked in the last ten days (late October) decreasing to 20 days. In Mococa and Pariquera-Açu the number of days for flowering, regardless of the period of marking the spathes, remained constant, except for the last spathe marked in Mococa (11/20), which, as in Pindorama, took only 21 days to open in inflorescence. Even considering previous works to determine the beginning of marking the spathes, there was a very variable period at different locations between the appearance and opening of the spathes. In future experiments, a larger number of evaluated plants should be considered, a longer period of plant marking and scheduling of plants evaluated during this period.

The average time for fruiting was 116 and 78 days for peach palms grown in Pindorama and Mococa, respectively (Figure 6). According to Mora-Urpí et al. (1984) the time for fruit formation, from flowering to the beginning of ripening, is approximately 115 days. In the Central Amazon this period is, on average, 110 days (Ferreira, 2005).

In Mococa, this reduced fruiting time (78 ± 19), below the average of Pindorama and other sites reported in the literature, may be due to the low water availability, which may have anticipated the maturation process. The peach palm collection has no irrigation and the beginning of fruiting occurred between December and January, a period with precipitation well below the average (Figure 5b), causing a period of water deficit (Figure 5c) at the beginning of fruiting, the most critical period in terms of fruit formation.

Table 2. Number and percentage of plants evaluated in each ten-day period between August and November 2013 for Pariquera-Açu, 2015 for Pindorama and 2018 for Mococa and number of days for flowering. Instituto Agronômico (IAC), Campinas, SP.

Tabela 2. Número e porcentagem de plantas avaliadas em cada decêndio entre agosto e novembro de 2013 para Pariquera-Açu, de 2015 para Pindorama e de 2018 para Mococa e número de dias para floração. Instituto Agronômico (IAC), Campinas, SP.

Ten-day period	August		September		October		November		Total plants	
	21 - 31	01 - 10	11 - 20	21 - 30	01 - 10	11 - 20	21 - 30	1 - 10		11 - 20
Pariquera-Açu (2013)										
Number of plants					3	15	6	3	1	28
Percentage of plants (%)					10.7	53.6	21.4	10.7	3.6	
Number of days to flowering					45.3	40.0	38.0	38.7	45.0	
Pindorama (2015)										
Number of plants	1	11	1	7	5	1				26
Percentage of plants (%)	3.8	42.3	3.8	26.9	19.2	3.8				
Number of days to flowering	66.0	61.2	39.0	39.1	35.2	20				
Mococa (2018)										
Number of plants						26	2	2	1	31
Percentage of plants (%)						83.9	6.4	6.4	3.2	
Number of days to flowering						43.0	45.5	40.0	21.0	

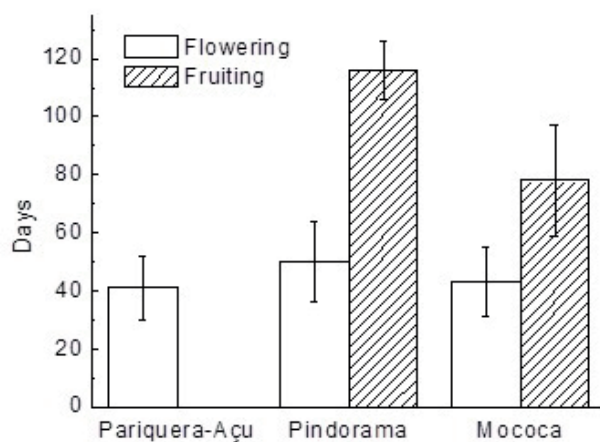


Figure 6. Average number of days ($\pm$ standard deviation) for flowering and fruiting of peach palms cultivated in Pariquera-Açu, Pindorama and Mococa, SP. IAC, Campinas, SP.

Figura 6. Valor médio do número de dias ($\pm$ desvio padrão) para floração e frutificação de pupunheiras cultivadas em Pariquera-Açu, Pindorama e Mococa, SP. IAC, Campinas, SP.

4 CONCLUSIONS

The flowering time of peach palm depends on the location where the palm is grown, being influenced by the average temperature and evapotranspiration in Pariquera-Açu and by the rainfall in Mococa. The predominant climatic elements in fruiting in the three locations are evapotranspiration and average temperature in the month preceding the phenological event and in Mococa it is also influenced by precipitation.

The average time for peach palm flowering is 41, 50 and 43 days for palms grown in Pariquera-Açu, Pindorama and Mococa, respectively. The fruiting in Pindorama lasts 116 days, with a total cycle of 166 days.

5 ACKNOWLEDGMENTS

To Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq for the Scientific Initiation scholarship to the fifth, sixth and seventh authors.

REFERENCES

- ALMEYDA, N.N.; MARTIN, F.W. Cultivation of neglected tropical fruits with promise. Part 8. **The pejibaye**. Mayaguez: Institute of Agriculture, Science and Administration. New Orleans: USA, 1980. 10 p.
- AMORIM, H.D.S.R.; MODOLO, V.A.; SAES, L.A. Fenologia do florescimento e frutificação do BAG de pupunheira do IAC no Vale do Ribeira-SP: Ano I. In: CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 5., 2011, Campinas. **Anais...** Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2011. Disponível em: <<http://www.ciic.net.br/anais2011.html>>. Acesso em: 02 set. 2020.
- BENCKE, C.S.C.; MORELLATO, L.P.C. Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia das plantas, sua interpretação e representação. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, p. 269-275, 2002. BERGAMASCHI, H. O clima como fator determinante da fenologia das plantas. In: REGO, C.M.; NEGRELLE, R.R.B.; MORELLATO, L.P.C. Fenologia: ferramenta para conservação, melhoramento e manejo de recursos vegetais arbóreos. Colombo: Embrapa Florestas, 2007. p. 291-310.
- BOVI, M.L.A.; GODOY Jr, G.; SAES, L.A. Pesquisas com os gêneros *Euterpe* e *Bactris* no Instituto Agronômico de Campinas. **O Agrônomo**, v. 39, n. 2, p. 129-174, 1987.
- CHAGAS, K.P.T. et al. Fenologia do dendezeiro e correlações com variáveis climáticas. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 4, p. 1701-1711, 2019.
- CLEMENT, C.R. **Pupunha** (*Bactris gasipaes* Kunth, Palmae). Jaboticabal: Fundep, 2000. 48p. (Série Frutas Nativas, 8).
- FERREIRA, S.A.N. Pupunha, *Bactris gasipaes* Kunth. In: FERRAZ, I.D.K.; CAMARGO, J.L.C. (Eds.). **Manual de Sementes da Amazônia**. Manaus: INPA, 2005, Fascículo 5, 12 p.
- GARCIA, V.A.; BARBEDO, C.J. Estudo fenológico de *Bactris gasipaes* Kunth, *Euterpe edulis* Mart. e *Syagrus romansoffiana* (Cham.) Glassman no Vale do Ribeira, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 43, n. 1, p. 135-149, 2016.
- GERMEK, E.B. Cultura experimental da pupunha no Estado de São Paulo. **O Agrônomo**, v. 29, p. 96-103, 1978.
- JARDIM, M.A.G.; KAGEYAMA, P.Y. Fenologia de floração e frutificação em população natural de açaizeiro (*Euterpe oleracea* Mart.) no Estuário Amazônico. **IPEF**, v. 47, p. 62-65, 1994.
- MODOLO, V.A.; MARTINS, A.L.M.; SAES, L.A. **Produção de sementes de pupunheira no Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agronômico, 2018. 29p. (Série Tecnológica APTA. Boletim Técnico IAC, 220).
- _____. et al. Palmito pupunha: a pesquisa gerando nova opção de agronegócio. **O Agrônomo**, v. 71, p.132-143, 2019. (Série Técnica APTA).
- MORA URPI, J. Consideraciones preliminares sobre El desarrollo de una tecnica de polinización controlada em pejibaye (*Bactris gasipaes* H.B.K.). **Agronomía Costarricense**, v. 4, n. 1, p. 119-121, 1980.
- _____.; SOLÍS, E.M. Polinización en *Bactris gasipaes* H.B.K. (Palmae). **Revista de Biología Tropical**, v. 28, n. 1, p. 153-174, 1980.

MORA-URPÍ, J.; WEBER, J.C.; CLEMENT, C.R. **Peach palm** (*Bactris gasipaes* Kunth.): Promoting the conservation and use of underutilized and neglected crops. 20. Gatersleben: International Plant Genetic Resource Institute, 1997. 83 p.

_____. et al. **The pejibaye palm** (*Bactris gasipaes* H.B.K.). San Jose: FAO, 1984. 11 p.

MOREIRA GOMES, J.B.; ARKCOLL, D.B. Estudos iniciais sobre a produção de palmito de pupunha. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISADORES EM PALMITO, 1., 1988, Curitiba, **Anais...** Curitiba: EMBRAPA CNPF, 1988. Documentos 19, p. 271-278.

OLIVEIRA, M.S.P.; COUTURIER, G.; BESERRA, P. Biologia de polinização da palmeira tucumã (*Astrocaryum vulgare* Mart.) em Belém, Pará, Brasil. **Acta Botanica Brasileira**, v. 17, n. 3, p. 343-353, 2003.

ORTOLANI, A.A.; CAMARGO, M.B.P.; PEDRO JR, M.J. **Normais climatológicas dos postos metereológicos do Instituto Agrônômico**: 1. Centro Experimental de Campinas, Campinas: IAC, 1995. 13 p. (Boletim Técnico).

PAULA, L.; MARTINS, A.L.M.; MODOLO, V.A. Fenologia reprodutiva de linhagens elite de pupunheiras cultivadas no Planalto Paulista. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNIRP, 12., 2015, São José do Rio Preto. **Anais...** São José do Rio Preto, 2015. v. 5. Disponível em: <<https://www.unirp.edu.br/documentos/anais/anais2015/index.html>>. Acesso em: 02 set. 2020.

PEREIRA, A.R.; ANGELOCCI, L.R.; SENTELHAS, P.C. **Agrometeorologia** – Fundamentos e aplicações práticas. 1. ed. Guaíba, RS: Livraria e Editora Agropecuária Ltda, 2002. 478 p.

ROCHA, T.G.F. et al. Fenologia da *Copernicia prunifera* (ARECACEA) em uma área de caatinga do Rio Grande do Norte. **Cerne**, v. 21, n. 4, p. 673-682, 2015.

SILVA, L.; MODOLO, V.A.; SAES, L.A. Fenologia do florescimento e frutificação de pupunheira no Vale do Ribeira-SP a partir do BAG do IAC: Ano II. CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 6., 2012, Jaguariúna. **Anais...** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2012. Disponível em: <<http://www.ciic.net.br/anais2012.html>>. Acesso em: 02 set. 2020.

SOUZA, G.B. et al. Caracterização do florescimento e frutificação de pupunheiras cultivadas no Planalto Paulista: Mococa e Mogi-Mirim (Ano I). CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 11., 2017, Campinas. **Anais...** Campinas: APTA Regional, 2017. Disponível em: <<http://www2.aptaregional.sp.gov.br/ciic2017/resumo2017/IAC/17118.pdf>>. Acesso em: 02. set. 2020.

STAINED, J.F. et al. Caracterização da época de florescimento de progênies de pupunheira (*Bactris gasipaes* Kunth.) no Planalto Paulista. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE RECURSOS GENÉTICOS, 3., 2014, Santos. **Anais...** Santos: Sociedade Brasileira de Recursos Genéticos, 2014. Disponível em: <<http://www.recursosgeneticos.org/publicacao/anais-iii-congresso-brasileiro-de-recursos-geneticos>>. Acesso em 02 set. 2020.

THORNTHWAITE, C.W. An approach toward a rational classification of climate. **Geographical Review**, v. 38, p. 55-94. 1948.

**NOVO REGISTRO DO JABUTI-PIRANGA *Chelonoidis carbonarius* (Spix, 1824)
(TESTUDINES: TESTUDINIDAE) NO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL
(NOTA CIENTÍFICA)¹**

**A NEW RED-FOOTED TORTOISE *Chelonoidis carbonarius* (Spix, 1824)
(TESTUDINES: TESTUDINIDAE) RECORD TO STATE OF SÃO PAULO, BRAZIL
(SCIENTIFIC NOTE)**

Alexsander Zamorano ANTUNES^{2,3}

RESUMO - O jabuti-piranga *Chelonoidis carbonarius* não consta nas listas recentes de espécies nativas de répteis do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Durante trabalho de campo em 2019 constatamos a presença de alguns indivíduos desta espécie na área das contíguas Estação Ecológica e Floresta Estadual do Noroeste Paulista, Mirassol-São José do Rio Preto. Estes jabutis provavelmente são provenientes da soltura de animais que estavam em cativeiro. Contudo, a espécie apresenta baixo potencial de impacto à biota nativa e pode colaborar com a restauração ecológica das unidades de conservação, por meio da dispersão de sementes entre os remanescentes de vegetação nativa e os plantios de arbóreas já implantados.

Palavras-chave: Floresta Estacional Semidecidual; Quelônios; Unidades de Conservação.

ABSTRACT - The Red-footed tortoise *Chelonoidis carbonarius* does not appear in the recent lists of native reptiles in the state of São Paulo, southeastern Brazil. During fieldwork in 2019, we found some individuals of this species in the area of contiguous Estação Ecológica and Floresta Estadual do Noroeste Paulista, Mirassol-São José do Rio Preto counties. These tortoises probably comes from the release of animals that were in captivity. However, the species has a low potential of impact on native biota and can collaborate with the ecological restoration of reserves, through the dispersion of seeds among the remnants of native vegetation and tree plantations already implanted.

Keywords: Semideciduous Atlantic Forest; Chelonians; Protected Areas.

¹ Recebido para análise em 23.04.2021. Aceito para publicação em 31.05.2021.

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

³ Autor para correspondência: Alexsander Zamorano Antunes – alexza@sp.gov.br

1 INTRODUÇÃO

O jabuti-piranga *Chelonoidis carbonarius* (Spix, 1824) apresenta ampla distribuição geográfica no território brasileiro, estando ausente apenas do bioma Campos Sulinos, e da área compreendida entre os estados de São Paulo e Rio Grande do Sul, e também, não há registros confirmados da espécie para o estado do Acre (Costa e Bérnils, 2018). Este jabuti habita florestas abertas, clareiras e bordas de mata, cerrados e caatingas (Pritchard, 1979; Barros et al., 2012).

Sinopses recentes sobre a fauna de répteis do estado de São Paulo não indicaram a ocorrência natural do jabuti-piranga *Chelonoidis carbonarius* (Spix, 1824) no território (Zaher et al., 2011; Costa e Bérnils, 2018). Entretanto, jabutis *Chelonoidis* sp. foram soltos no Parque Estadual da Ilha Anchieta, município de Ubatuba, em 1983 (Carrasco, 1986), e indivíduos estavam presentes naquela localidade pelo menos até 2006 (Cicchi et al., 2009). Adicionalmente, há registros de *C. carbonarius*, provavelmente também provenientes de solturas, para os municípios paulistas de Araraquara, Bauru, Jundiaí e Nazaré Paulista (Barbosa et al., 2021; SiBBR, 2021).

Nesta nota científica relatamos sobre a ocorrência de *C. carbonarius* em nova localidade no interior do estado de São Paulo e abordamos possibilidades de pesquisa.

2 MATERIAL E MÉTODOS

A Estação Ecológica do Noroeste Paulista - EENP, administrada pela Universidade Estadual Paulista - Campus de São José do Rio Preto, engloba 168,62 ha de floresta estacional semidecidual, distribuída em duas glebas de 94,04 e 74,58 ha, nos municípios de Mirassol e São José do Rio Preto (São Paulo, 2019a). A EENP é contígua à Floresta Estadual do Noroeste Paulista - FENP, sob a gestão da Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo. O território da FENP também se estende pelos dois municípios já citados e abrange 393 ha, onde predominam pastagens e plantios de restauração ecológica com espécies arbóreas (São Paulo, 2019b). Nesta área ocorrem ainda, pequenos remanescentes de floresta estacional semidecidual e de savana gramíneo-lenhosa (São Paulo, 2019b).

As unidades de conservação foram visitadas no período de quatro a seis de fevereiro de 2019, com o objetivo de coletar informações sobre a fauna local de vertebrados para subsidiar o plano de manejo da FENP. O esforço amostral efetuado totalizou 14 horas. Para auxiliar na identificação e documentação das espécies foram utilizados binóculos 8x40 e câmera fotográfica digital com zoom óptico de 42x. As coordenadas das áreas amostradas foram obtidas com GPS 76CSx Garmin. Quanto aos habitats, foram percorridos trechos de pastos dominados por braquiária *Urochloa* sp., de plantios de arbóreas nativas e exóticas, as margens da represa do córrego do Moraes e bordas de mata (Figura 1).

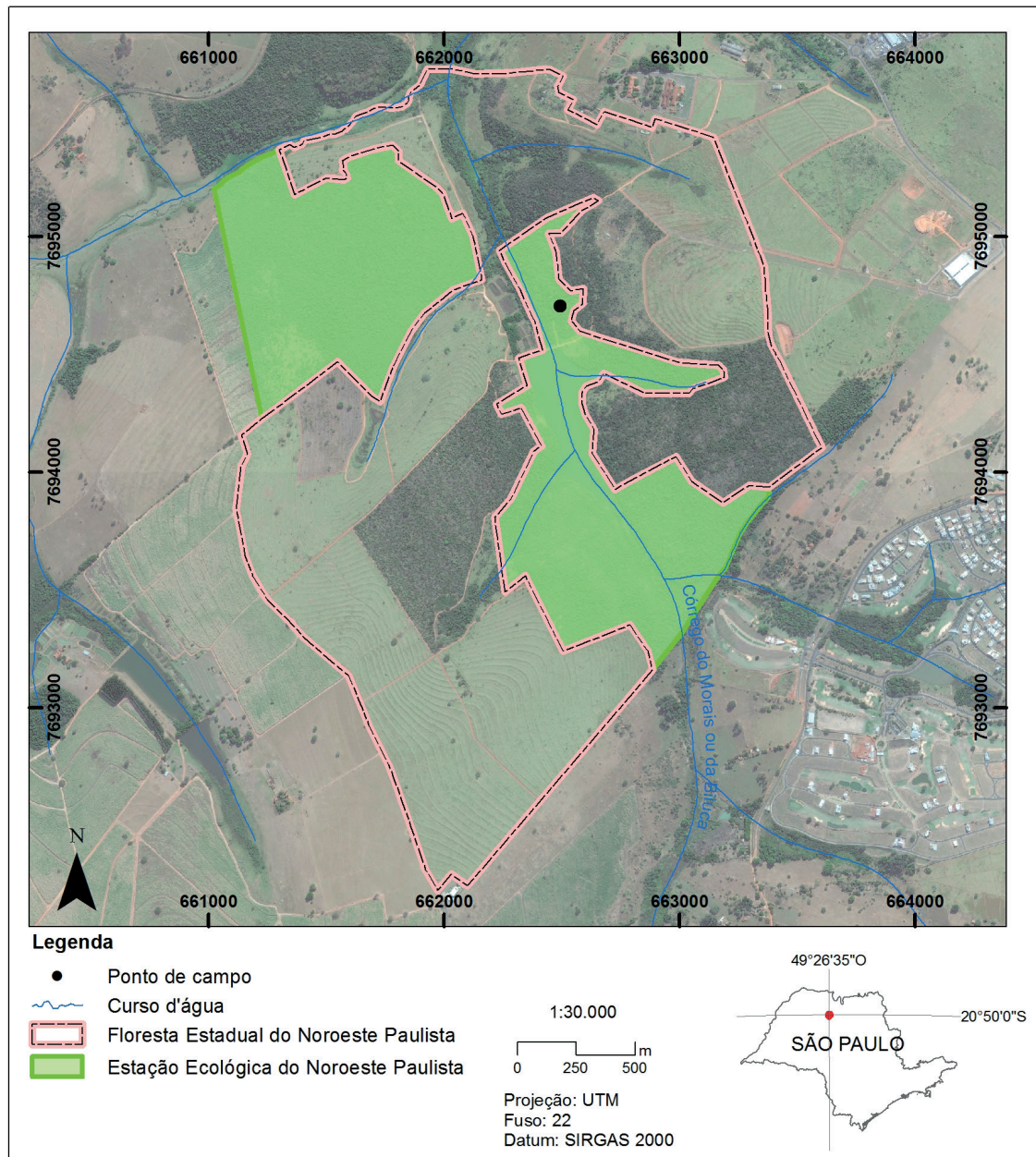


Figura 1. Localização da área de estudo e do local de registro do jabuti-piranga *Chelonoidis carbonarius* (Spix, 1824), região noroeste do estado de São Paulo, sudeste do Brasil.

Figure 1. Study area and record point of Red-footed tortoise *Chelonoidis carbonarius* (Spix, 1824), Northwest region of state of São Paulo, southeastern Brazil.

Registros de localidades de ocorrência natural de *Chelonoidis carbonarius* foram buscados nas coleções científicas disponíveis no sistema da informação sobre a biodiversidade brasileira (SiBBR, 2021), com o objetivo de estimar a distância entre as unidades de conservação do Noroeste Paulista e aquelas localidades.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Um jabuti-piranga *Chelonoidis carbonarius* foi fotografado em seis de fevereiro de 2019 na área da Cachoeirinha, Córrego do Morais, dentro dos limites da Estação Ecológica do Noroeste Paulista (Figuras 1 e 2).



Figura 2. Jabuti-piranga *Chelonoidis carbonarius* (Spix, 1824) encontrado na Estação Ecológica do Noroeste Paulista, São José do Rio Preto, estado de São Paulo, sudeste do Brasil.

Figure 2. A Red-footed tortoise *Chelonoidis carbonarius* (Spix, 1824) registered in Noroeste Paulista Ecological Station, São José do Rio Preto, state of São Paulo, southeastern Brazil.

Não foi possível capturar o espécime para o exame dos escudos e suturas do plastrão, importantes para a determinação no nível específico e diferenciação em relação ao jabuti-tinga *Chelonoidis denticulatus* (Linnaeus, 1766) (Barros et al., 2012). Com isso, a identificação do exemplar fotografado foi baseada nas escamas prefrontais curtas, observadas com a ampliação das imagens obtidas, nos escudos da carapaça com anéis concêntricos bem marcados e nas escamas vermelhas nas patas e cabeça (Pritchard, 1979).

Fotografias de outros dois indivíduos obtidas anteriormente em trechos de reflorestamento da FENP nos foram apresentadas pelo gestor da unidade de conservação (N.S. Costa com. pess.). Adicionalmente, durante incêndio ocorrido na floresta em setembro de 2020, imagens de um

jabuti resgatado às margens de uma rodovia foram veiculadas pela imprensa local (G1 Rio Preto e Araçatuba, 2020). Incêndios criminosos recorrentes têm ameaçado a biota das unidades do Noroeste Paulista e podem ser particularmente impactantes para animais lentos como jabutis.

Levantamentos recentes de herpetofauna realizados em remanescentes de vegetação nativa na região Noroeste de São Paulo não detectaram esta espécie (Pereira e Sawaya, 2012). Consta que a área das unidades de conservação foi utilizada, no passado, para soltura de animais apreendidos pela Polícia Ambiental no município de São José do Rio Preto (Bianconi, 2017). O indivíduo por nós fotografado apresenta deformações em sua carapaça que podem indicar má nutrição durante período prolongado em cativeiro (Pritchard, 1979).

As localidades mais próximas das UCs do Noroeste Paulista com ocorrência natural do jabuti-piranga encontradas foram os municípios de Duque de Caxias-RJ, aproximadamente 664 km a sudeste, espécimes depositados no Museu Nacional do Rio de Janeiro, e de Aquidauana-MS, em torno de 668 km a noroeste, espécimes na Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.

Consideramos que ao contrário dos cágados do gênero *Trachemys*, exóticos ao estado de São Paulo e que podem competir com espécies nativas de cágados quelídeos (Molina et al., 2016), os jabutis possuem baixo potencial de impacto à biota das unidades de conservação do Noroeste Paulista. Em apoio a esta constatação, ressaltamos que as espécies nativas de vertebrados amniotas que observamos durante o trabalho de campo nas unidades (São Paulo, 2019b) apresentam ampla distribuição geográfica e a maioria delas coexiste com o jabuti-piranga nas florestas estacionais do bioma Cerrado, por exemplo, em Mato Grosso do Sul (Ferreira et al., 2017; Nunes et al., 2017; Tomas et al., 2017).

Entendemos que mesmo se tratando de uma população alóctone, a espécie pode colaborar para o processo de restauração ecológica das unidades de conservação e mesmo na provisão de diversos serviços ecossistêmicos (Miranda, 2017; Lovich et al., 2018). O jabuti-piranga é capaz de se lembrar da localização de fontes de alimento, como fruteiras, por pelo menos dois meses, o que resulta em visitas regulares aos locais com maior quantidade de frutos ou onde estes apresentam melhor qualidade para o consumo, chegando a ocorrer congregação de indivíduos em tais locais (Falcón et al., 2020). Apesar de sua dieta generalista tendendo à herbivoria, jabutis preferem frutos maduros a outros itens alimentares quando podem escolher (Falcón et al., 2020). Comparados a vertebrados endotérmicos, jabutis apresentam maior tempo de retenção de sementes no trato digestório, que pode chegar a alguns dias, aumentando a chance de dispersão longe da planta-mãe (Falcón et al., 2020). Como salientado por Sobral-Souza et al. (2017), jabutis já têm sido utilizados em projetos de restauração da vegetação em ecossistemas insulares, devido a sua capacidade de ingerir elevada quantidade de frutos com sementes relativamente grandes.

Recentemente, se iniciou um projeto de reintrodução do jabuti-tinga *Chelonoidis denticulatus* no Parque Nacional da Tijuca - RJ, dentro de uma estratégia mais ambiciosa de refaunação e restauração de interações entre vegetais e animais (Grelle et al., 2021). Sobral-Souza et al. (2017) defendem até mesmo a introdução de jabutis em fragmentos de Mata Atlântica defaunados, como um substituto aos dispersores nativos de sementes grandes localmente extintos. Entretanto, considerando a aptidão dos habitats, a disponibilidade de alimento e os benefícios para a conservação da biodiversidade, os autores sugeriram que os remanescentes florestais do interior do estado de São Paulo são de média a baixa viabilidade para esta ação de restauração ecológica.

Nas unidades de conservação do Noroeste Paulista, *Chelonoidis carbonarius* pode ser alvo de pesquisas que, por exemplo, possibilitem avaliar o seu tamanho populacional local, se está ocorrendo reprodução e recrutamento, área de vida e padrões de deslocamento sazonal e interanual, uso diferenciado de habitats ao longo do ano, dieta, variabilidade genética e busca de marcadores moleculares que possibilitem identificar as áreas de origem dos indivíduos etc.

A pesquisa sobre a dispersão de sementes dos remanescentes de vegetação nativa para as áreas em restauração também deve ser priorizada nas unidades de conservação. A movimentação de jabutis e outros dispersores de sementes entre estas áreas poderá contribuir para acelerar o processo de restauração e para diversificar a vegetação nos plantios, inclusive aportando outras formas de vida como herbáceas, arbustos e lianas, gerando o aumento na heterogeneidade estrutural. Em campo registramos movimentos deste tipo para o teiú *Salvator merianae* Duméril & Bibron, 1839, o tucanuçu *Ramphastos toco* Statius Muller, 1776, o sagui-de-tufos-pretos *Callithrix penicillata* (É. Geoffroy in Humboldt, 1812) e o macaco-prego *Sapajus libidinosus* (Spix, 1823). Contudo, esta é uma via de mão dupla e como foram detectadas espécies vegetais exóticas nos plantios de restauração (São Paulo, 2019b), há a possibilidade dos animais carregarem sementes destas espécies para os remanescentes florestais. A erradicação de exóticas dos plantios é uma ação de manejo que deve ser priorizada.

No caso dos jabutis, a manutenção de uma população nas unidades de conservação pode no futuro desempenhar um papel para a conservação da própria espécie, já que ela continua a ser explorada como alimento e animal de estimação em toda a sua área de ocorrência (Miranda, 2017; Sobral-Souza et al., 2017; Lovich et al., 2018). Além disso, a pesquisa em campo pode permitir corroborar ou refutar o resultado do modelo de Sobral-Souza et al. (2017) sobre a relevância da contribuição de jabutis para a restauração ecológica e manutenção dos ecossistemas florestais do interior do estado de São Paulo.

4 AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Narciso Santos Costa, gestor da Floresta Estadual do Noroeste Paulista, pelo apoio ao trabalho de campo e por compartilhar fotos de jabutis obtidas na unidade, e a Marina Mitsue Kanashiro por elaborar a Figura 1. Somos gratos aos dois revisores anônimos pelas críticas e sugestões que possibilitaram aprimorar este trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARBOSA, J.H.; FERNANDES, P.F.; APARECIDO, R.M.B. **Fauna do município de Araraquara-SP**. Version 1.6. Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira - SiBBR. Disponível em: <<https://doi.org/10.15468/k6ezkv>>. Acesso em: 08 jul. 2021.
- BARROS, M.S. et al. Morphological variations and sexual dimorphism in *Chelonoidis carbonaria* (Spix, 1824) and *Chelonoidis denticulata* (Linnaeus, 1766) (Testudinidae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 1, p. 153-161, 2012.
- BIANCONI, G.V. Mastofauna. In: SÃO PAULO. **Plano de Manejo da Estação Ecológica do Noroeste Paulista. Relatório Técnico**. São José do Rio Preto: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. 2017. 219 p.
- CARRASCO, P.G. Relato da visita feita à Ilha Anchieta um mês após a soltura de animais pela Fundação Zoológico de São Paulo. **Boletim CEO**, n. 1, p. 26-29, 1986.
- CICCHI, P.J.P. et al. Herpetofauna em uma área de Floresta Atlântica na Ilha Anchieta, município de Ubatuba, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p. 201-212, 2009.
- COSTA, H.C.; BÉRNILS, R.S. Répteis do Brasil e suas Unidades Federativas: Lista de espécies. **Herpetologia Brasileira**, v. 8, n. 1, p. 11-57, 2018.
- FALCÓN, W.; MOLL, D.; HANSEN, D.M. Frugivory and seed dispersal by chelonians: a review and synthesis. **Biological Reviews**, v. 95, n. 1, p. 142-166, 2020.
- FERREIRA, V.L. et al. Répteis do Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 107, supl., e2017153, 2017.
- G1 RIO PRETO E ARAÇATUBA. 2020. **Jabuti escapa de incêndio florestal em SP ao ser resgatado por equipe de reportagem**. Disponível em: <<https://g1.globo.com/sp/sao-jose-do-rio-preto-aracatuba/noticia/2020/09/11/incendio-na-area-da-floresta-estadual-de-rio-preto-dura-dois-dias.ghtml>>. Acesso em: 21 abr. 2021.
- GRELLE, C.E.V. et al. Conservation Initiatives in the Brazilian Atlantic Forest. In: MARQUES, M.C.M.; GRELLE, C.E.V. (Ed.). **The Atlantic Forest - History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. Springer International Publishing, 2021. p. 421-449.
- LOVICH, J.E. et al. Where have all the turtles gone, and why does it matter? **BioScience**, v. 68, n. 10, p. 771-781, 2018.
- MIRANDA, E.B.P. The plight of reptiles as ecological actors in the tropics. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 159, p. 1-15, 2017. doi: 10.3389/fevo.2017.00159.
- MOLINA, F.B.; FERRONATO, B.O.; SOUZA, F.L. Freshwater turtles in natural, rural and urban ecosystems in São Paulo State, Southeastern Brazil. In: GHELIER-COSTA, C.; LYRA-JORGE, M.C.; VERDADE, L.M. (Org.). **Biodiversity in agricultural landscapes of southeastern Brazil**. Varsóvia: De Gruyter Open, 2016. p. 151-162.

NUNES, A.P. et al. Checklist das aves do Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 107, supl., e2017154, 2017.

PEREIRA, D.N.; SAWAYA, R.J. Répteis Squamata de remanescentes florestais da região noroeste do estado de São Paulo. In: NECCHI-JÚNIOR, O. (Ed.). **Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2012. p. 227-241.

PRITCHARD, P.C.H. **Encyclopedia of Turtles**. Neptune: T.H.F. Publications, 1979. 895 p.

SÃO PAULO. **Plano de Manejo da Estação Ecológica do Noroeste Paulista**. São José do Rio Preto: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2019a. 219 p.

_____. **Plano de Manejo da Floresta Estadual do Noroeste Paulista**. São Paulo: Instituto Florestal, 2019b. 198 p. Disponível em: <https://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/511/Documentos/FE_NoroestePaulista/Plano_Manejo_Floresta_Estadual_Noroeste_Paulista_FENP_%2017.07.19.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2021.

SISTEMA DA INFORMAÇÃO SOBRE A BIODIVERSIDADE BRASILEIRA (SiBBr). Disponível em: <<https://sibbr.gov.br/>>. Acesso em: 08 jul. 2021.

SOBRAL-SOUZA, T. et al. Rewilding defaunated Atlantic Forests with tortoises to restore lost seed dispersal functions. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 4, p. 300-307, 2017.

TOMAS, W.M. et al. Checklist of mammals from Mato Grosso do Sul, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 107, supl., e2017155, 2017.

ZAHER, H et al. Répteis do Estado de São Paulo: conhecimento atual e perspectivas. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1a, p. 67-81, 2011.



Secretaria de
Infraestrutura e Meio Ambiente