

Densidade de palmeiras exóticas invasoras influenciando a avifauna de sub-bosque na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil

Density of invasive exotic palms affecting the understory avifauna in the Atlantic forest, Southeastern Brazil

Mariana Lopes Campagnoli^{1*}
marianacampagnoli@gmail.com

Alexsander Zamorano Antunes²
alexza@if.sp.gov.br

Resumo

A invasão biológica é um processo frequente em ambientes naturais do mundo inteiro. Em locais invadidos, é necessária a avaliação da interferência da espécie invasora no ecossistema, antes que medidas de manejo sejam adotadas. Trechos do Parque Estadual Alberto Löfgren (PEAL), São Paulo, sudeste do Brasil, se encontram em diferentes graus de colonização por três espécies de palmeiras exóticas invasoras (PEIs). O presente estudo visou verificar como a densidade dessas PEIs influencia no uso dos habitats pelas aves de sub-bosque. Foram estabelecidas duas áreas amostrais com diferentes densidades de PEIs. Os métodos de trajetos e capturas com rede de neblina foram utilizados em conjunto para o levantamento dos dados sobre a avifauna, e o método de ponto quadrante, aliado à contagem dos indivíduos de PEIs, caracterizou a estrutura da vegetação nessas áreas amostrais. A densidade de PEIs diferiu significativamente entre as áreas. Em relação às aves, ocorreu diminuição significativa no total de contatos obtidos na área com maior densidade de PEIs. Os resultados sugerem que o aumento da densidade de PEIs interfere no uso dos habitats pelas aves, sendo necessário realizar controle das populações dessas palmeiras, para evitar perdas de espécies de aves nas assembleias locais.

Palavras-chave: Arecaceae, conservação, invasões biológicas.

Abstract

Biological invasion is a common process in natural environments around the world. In an invaded habitat, the interference of the invasive species in the ecosystem must be evaluated. The Alberto Löfgren State Park (PEAL) in São Paulo, southeastern Brazil, is suffering colonization from three species of invasive exotic palms (IEPs). The present study intended to verify how IEP density influences understory bird assemblages in this park. We have established two sampling areas with different palm density. Both line transects and mist nets were jointly used to survey the avifauna. Point-centered quarter sampling, allied with the counting of individual IEP, characterized the vegetation structure. IEP density differed significantly among sampling areas. We encountered a negative relation between IEP density and bird contacts. The results suggest that the increase in IEPs density interfere with the habitat use by birds. The control of palm populations is required, in order to avoid losses of birds in the future.

Keywords: Arecaceae, conservation, biological invasion.

¹ Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Rua do Matão, Travessa 14, 321, 05508-090, Butantã, São Paulo, SP, Brasil.

² Instituto Florestal de São Paulo. Rua do Horto, 931, 02377-010, Horto Florestal, São Paulo, SP, Brasil.

* Autor para correspondência

Introdução

As invasões biológicas são consideradas uma das principais ameaças aos ambientes naturais, podendo levar à perda de biodiversidade e alterações em processos ecológicos (Le Maitre *et al.*, 1996; Wilcove *et al.*, 1998; Rosenweig, 2001; Pimentel *et al.*, 2001; Pejchar e Mooney, 2009; Ehrenfeld, 2010). Em habitats perturbados por ação antrópica, como florestas em regeneração, estas invasões são mais frequentes (Cronk e Fuller, 1995; Pysek *et al.*, 1995; Williamson, 1996; Souza *et al.*, 2016).

A estrutura da vegetação e a composição florística são alguns dos fatores mais importantes a influenciar a riqueza, abundância e a composição das assembleias de aves florestais no nível local (Wiens, 1989; Aleixo, 1999; Blake e Loiselle, 2001). A influência de plantas invasoras nestes parâmetros e, conseqüentemente, na assembleia de aves, tem sido considerada adversa (Furness e Greenwood, 1993). Contudo, há espécies de aves que podem se beneficiar da presença de vegetais exóticos invasores em seu habitat, principalmente como fontes alimentares (Furness e Greenwood, 1993; Hasui e Höfling, 1998; Davis *et al.*, 2011; Mengardo e Pivello, 2012; Omote *et al.*, 2014). Assim, em ambientes onde espécies exóticas estejam presentes, faz-se necessário avaliar os efeitos destas sobre a biodiversidade como um todo (Vilà *et al.*, 2011; Durigan *et al.*, 2013).

Palmeiras exóticas invasoras podem apresentar maiores taxas de recrutamento e crescimento populacional quando comparadas a arbóreas nativas (Dislich, 2002). Isto pode gerar aumento da competição e inibição destas espécies nativas, alterando habitats e reduzindo a biodiversidade local (Dislich, 2002; Zupo e Pivello, 2007). Contudo, cabe destacar que mesmo palmeiras nativas de folhas largas podem afetar negativamente o crescimento de plântulas de outras espécies, e conseqüentemente a estrutura e dinâmica florestal, por meio de competição por luminosidade (Denslow *et al.*, 1991; Wang e Augspurger, 2004).

Em áreas de Mata Atlântica da cidade de São Paulo palmeiras exóticas, principalmente do gênero *Archontophoenix*, alteraram a estrutura da vegetação em trechos da Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando Salles de Oliveira” – CUASO (Hasui e Höfling, 1998; Dislich, 2002; Dislich *et al.*, 2002; Christianini, 2006; Petenon, 2006; Zupo e Pivello, 2007; Mengardo e Pivello, 2012), e dos Parques Estaduais Alberto Löfgren (Souza *et al.*, 2016), das Fontes do Ipiranga (Pivello e Peccinini, 2002) e do Jaraguá (Souza *et al.*, 2009).

O presente estudo pretendeu verificar como a densidade de palmeiras exóticas invasoras influencia o uso do sub-bosque por aves, numa área de Mata Atlântica secundária, no Parque Estadual Alberto Löfgren.

Material e métodos

A área de estudo compreendeu duas áreas amostrais (A1 e A2) de floresta secundária no Parque Estadual Alberto Löfgren (PEAL) localizado na Zona Norte do município de São Paulo (Figura 1), sudeste do Brasil. O PEAL (23° 27' 41" S e 46° 37' 54" W), possui altitude média de 776 m e ocupa uma área de 174 ha. A vegetação predominante é constituída por talhões de espécies arbóreas nativas e exóticas, que apresentam sub-bosque em diversos graus de regeneração, formado por espécies vegetais dos estádios de sucessão ecológica inicial e médio de Floresta Ombrófila Densa Montana (São Paulo, 2012; Souza *et al.*, 2016).

Existem três espécies de palmeiras exóticas consideradas invasoras e sintópicas na área de estudo: *Archontophoenix* sp., *Livistona chinensis* (JACQ.) R. BR. EX MART e *Phoenix roebelenii* O'BRIEN. Todas foram utilizadas no paisagismo do PEAL e encontram-se disseminadas, em maior ou menor grau, em trechos da floresta. Duas espécies de *Archonthophoenix* foram plantadas no PEAL, *A. alexandrae* (F. MUELL.) H. WENDL. & DRUDE e *A. cunninghamiana* H. WENDL. & DRUDE. Não é possível diferenciar em campo plântulas e indivíduos destas espécies, por isso se optou por manter a identificação somente no nível de gênero. A palmeira-juçara *Euterpe edulis* MART., nativa, ocorre nas mesmas áreas, mas em número bem menor. O fato de todas estas palmeiras ocorrerem de forma agregada provavelmente resulta de compartilharem os mesmos dispersores de sementes (Fonseca e Antunes, 2007; Omote *et al.*, 2014).

As áreas amostrais selecionadas apresentam o sub-bosque bem desenvolvido e neles, visualmente, a densidade de palmeiras exóticas invasoras (PEIs) era distinta. A distância mínima entre as duas áreas foi estimada em 159m. A1 apresenta aproximadamente 8,14ha e A2 9,33ha. A continuidade da vegetação entre elas foi interrompida por uma rua que possibilita o acesso aos diversos edifícios do parque, bem como por talhões com *Pinus* spp. com sub-bosque pouco desenvolvido. Três subáreas no interior de cada área foram definidas para a amostragem da vegetação e instalação das redes de neblina para a captura das aves. As subáreas distam pelo menos 200m entre si e 50m das bordas. As coordenadas dessas subáreas foram obtidas com GPS (GPSmap 76CSx, Garmin Inc.).

Para a amostragem da vegetação foi utilizado o método de pontos quadrantes (Martins, 1979), sendo obtidos trinta pontos por área amostral, três linhas de 10 pontos, distantes 10m entre si em cada linha. Os parâmetros utilizados para caracterizar a estrutura da vegetação foram: densidade de arbóreas (indivíduos/ha); densidade de PEIs (ind./ha); espessura média da serapilheira em centímetros; cobertura média da folhagem a 1 m do solo; cobertura

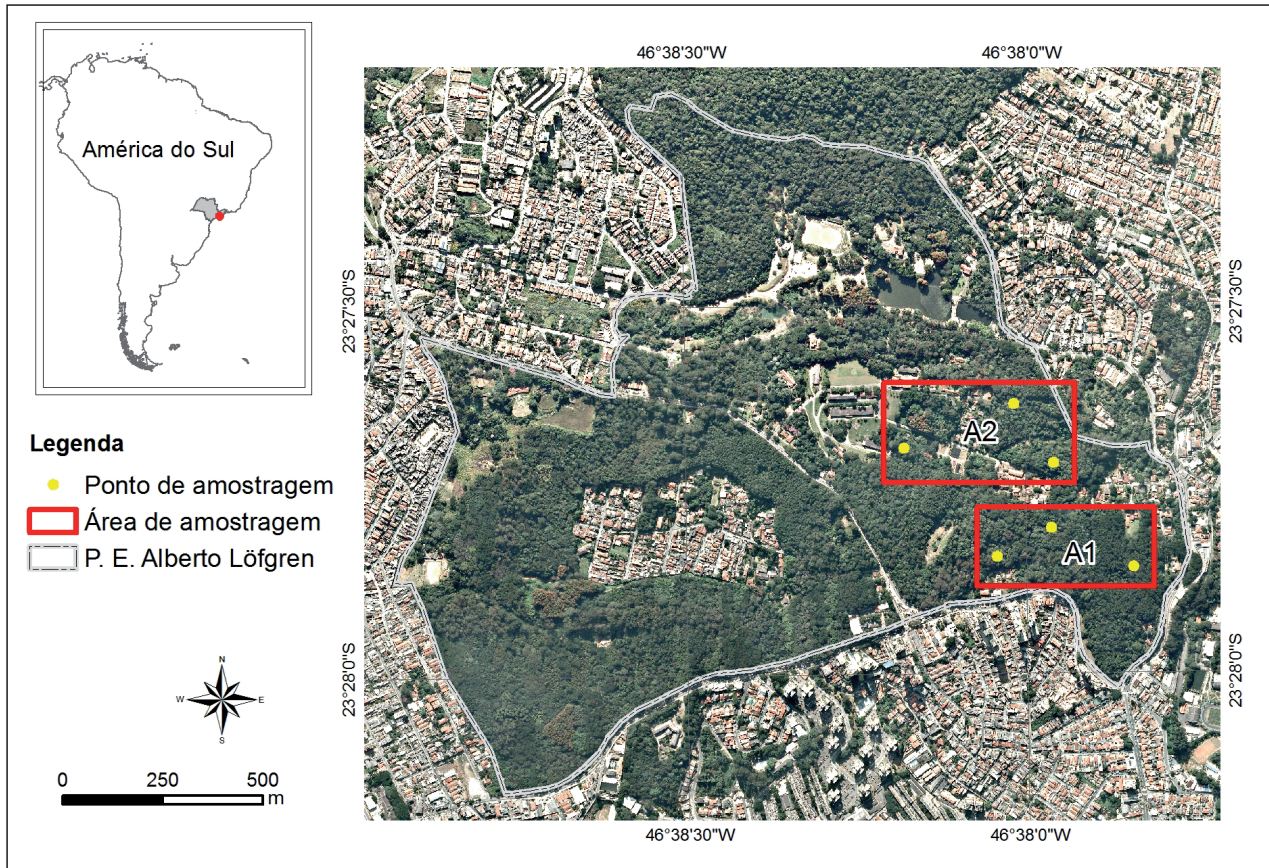


Figura 1. Localização da área de estudo no sudeste do Brasil.
Figure 1. Study area location in southeastern Brazil.

média da folhagem a 2m do solo e cobertura média da copa. Tais atributos foram selecionados por poderem influenciar intensamente na distribuição das aves nos habitats florestais (Wiens, 1989; Bibby *et al.*, 1992).

Para a obtenção da estimativa da densidade de palmeiras exóticas foram realizadas contagens dos indivíduos “adultos” integrantes do dossel e “jovens” com estipe bem desenvolvido, em um raio de três metros a partir de cada ponto. A obtenção das medidas do perímetro à altura do peito ($\geq 15\text{cm}$) e de distância ao ponto, para o cálculo da densidade de arbóreas, e de espessura da serapilheira se deram por meio de fita métrica. Para a avaliação da cobertura da folhagem, foi utilizada como parâmetro a porcentagem média de sombreamento de uma folha de plástico transparente dividida em 16 quadrados de 5 x 5cm. Esta folha era posicionada na altura desejada em cada quadrante do ponto amostral e o observador fazia a contagem distante 30 cm da folha. Para avaliar a cobertura da copa, a folha plástica era colocada 30cm acima da cabeça do observador. O grau de obstrução dos quadrados (número inteiro ou fração) foi utilizado como indicativo da cobertura da folhagem, em cada quadrante

de medição da vegetação. Foram obtidas quatro amostras por ponto quadrante para a espessura da serapilheira, cobertura a 1m do solo, 2m do solo e na copa. No total, foram 120 amostras por área amostral para os cálculos de espessura média da serapilheira e cobertura da folhagem a cada classe de altura.

A coleta de dados para as aves ocorreu entre setembro e novembro de 2014, auge da estação reprodutiva da avifauna local (obs. pess. dados obtidos entre 2005 e 2015), bem como para o sudeste do Brasil em geral (Sick, 1997). Esta restrição do período amostral buscou reduzir variações na detecção que pudessem resultar da dinâmica de ocupação de territórios pelas aves ao longo do ano e entre diferentes anos.

As aves foram amostradas por meio de trajetos com raio de detecção limitado a cinco metros (Bibby *et al.*, 1992) e percorridos no sentido do maior comprimento da área amostral. Foram considerados apenas os registros de aves observadas no sub-bosque abaixo de cinco metros de altura ou sobre o solo. Cada área (A1 e A2) foi amostrada semanalmente por três horas a partir do nascer do sol, assim foram obtidas 12 amostras com esforço amostral total

de 36 horas/área. O percurso era feito lentamente contando-se o número de indivíduos vistos ou ouvidos, atento ao deslocamento das aves, evitando a contagem de um mesmo indivíduo duas ou mais vezes. Para o total de contatos foi considerado o maior número de registros obtidos para cada espécie em uma única manhã dentro de cada área amostral. Foram utilizados binóculos 8×40 para auxiliar na identificação das espécies.

De forma a complementar a coleta de dados, principalmente em relação à riqueza de espécies (Remsen, 1994; Remsen e Good, 1996), as aves também foram amostradas por meio de captura e marcação. Seis redes de neblina, medindo 12m por 2,5m, foram instaladas em cada subárea de amostragem da vegetação, durante três dias consecutivos. As redes permaneceram abertas quatro horas por dia, durante três dias para cada subárea. Considerando que cada área amostral apresenta três subáreas, obtivemos esforço de 36 horas por área amostral. Dois tipos de malhas foram utilizados: 30mm (duas redes) e 36mm. As redes foram distribuídas de forma dispersa (não em linha) e inspecionadas a cada 30 minutos. As aves capturadas foram medidas, pesadas, anilhadas e fotografadas com câmera digital com zoom ótico de 42x, sendo liberadas no mesmo local de captura. O esforço de captura foi de 6480 m² x h ou 36 horas/rede por área. A nomenclatura adotada foi a utilizada por Piacentini *et al.* (2015) e as espécies foram agrupadas em guildas de acordo com Willis (1979).

A densidade da vegetação arbórea foi calculada por meio do programa Fitopac 2.1 (Shepherd, 2010). A diferença nos parâmetros da vegetação entre os tratamentos foi avaliada por meio de Mann-Whitney (U). Este teste também foi utilizado na comparação da riqueza e do total de contatos entre as áreas. A suficiência amostral dos trajetos foi avaliada por meio de curvas de acúmulo de espécies para cada área. Foram considerados como unidades amostrais cada dia de trajeto/captura. O teste para dados pareados de Wilcoxon (z) foi utilizado para comparar os contatos obtidos por trajetos dentro das guildas entre áreas. Os testes estatísticos foram efetuados com o programa

BioEstat 5.0 (Ayres *et al.*, 2010), sendo considerados significativos os resultados em que $p < 0,05$.

Resultados

Entre os parâmetros analisados para a estrutura da vegetação apenas a densidade de palmeiras exóticas invasoras diferiu significativamente entre as áreas, sendo maior em A2 (Tabela 1). A palmeira nativa *Euterpe edulis* apresentou apenas quatro indivíduos adultos nas amostras, todos na área 1.

Ao todo foram encontradas 43 espécies de aves (Tabela 2), seis delas registradas apenas em A1: *Odontophorus capueira* (SPIX 1825), *Florisuga fusca* (VIEILLOT 1817), *Amazilia versicolor* (VIEILLOT 1818), *Micrastur semitorquatus* (VIEILLOT 1817), *Automolus leucophthalmus* (WIED 1821) e *Cyanoloxia glaucocaeerulea* (D'ORBIGNY & LAFRESNAYE 1837).

Na área 1 foram registradas todas as espécies com 306 contatos no total e em A2 foram 37 espécies e 136 contatos. Observa-se que as curvas de acúmulo de espécies atingiram a assíntota para ambas, na oitava amostra para a A2 e na décima para A1 (Figura 2).

A riqueza média obtida nos trajetos não diferiu significativamente entre as áreas ($U = 41$ $p = 0,073$). A média de contatos obtidos nos trajetos para as aves diferiu entre as duas áreas, sendo $7,76 \pm 6,26$ contatos para A1 e $3,75 \pm 2,82$ ($U = 278$ $p = 0,027$) para A2. Vinte e quatro espécies foram capturadas, 18 na área 1 (58 capturas) e 16 em A2 (44). O número de espécies ($U = 50,5$ $p = 0,37$) e de indivíduos ($U = 31,5$ $p = 0,42$) capturados não diferiu significativamente entre as áreas (Tabela 3). *Cyanoloxia glaucocaeerulea* foi a única espécie registrada exclusivamente por meio de captura. Na área 1 foram obtidas nove recapturas e em A2 duas, todas de indivíduos marcados dentro da própria área amostral.

Foram reconhecidas sete guildas (Tabela 4), sendo que as três que apresentaram seis espécies ou mais, podendo ser testadas, diferiram significativamente no total de contatos entre as áreas obtidos pelo método dos trajetos, sendo mais abundantes na área 1.

Tabela 1. Parâmetros da vegetação em duas áreas de Mata Atlântica do sudeste do Brasil: valores médios acompanhados dos respectivos desvios padrões, com resultados do teste de Mann-Whitney (U) e valor de p para a comparação entre as áreas.

Table 1. Vegetation parameters for two areas of Atlantic Forest in southeastern Brazil: average values accompanied by their standard deviations and Mann-Whitney test results (U) and p value for compared areas.

	Área 1	Área 2	U	p
Densidade de arbóreas (ind./ha)	1.756	1.530	7206,50	0,33
Densidade de PEIs (ind./ha)	1.173	3.060	262,50	0,0056
Espessura média da serapilheira (cm)	4,22 ± 1,88	4,15 ± 1,85	7101	0,85
Cobertura média da Folhagem (%)				
1 m do solo	81,32 ± 21,29	76,26 ± 23,75	1841785	0,96
2m do solo	57,01 ± 29,53	53,28 ± 29,41	1836830	0,89
Cobertura da copa	33,56 ± 27,50	34,07 ± 27,47	1812107,50	0,53

Tabela 2. Espécies de aves detectadas em cada área amostral (A) com o total de contatos obtidos pelo método dos trajetos. Guildas: CA = carnívoros; GR = granívoros; IF = insetívoros das folhagens; IS = insetívoros do solo; IT = insetívoros de troncos e galhos; NE = nectarívoros e ON = onívoros.

Table 2. Bird species recorded in two areas of Atlantic Forest in southeastern Brazil with total contacts in transects. Guilds: CA = carnivores; GR = granivores; IF = foliage insectivores; IS = ground insectivores; IT = trunks and twigs insectivores; NE = nectarivores e ON = omnivores.

Nome do Taxon	Guilda	Área 1	Área 2
Galliformes			
Odontophoridae			
<i>Odontophorus capueira</i> (SPIX 1825)	ON	4	
Columbiformes			
Columbidae			
<i>Leptotila verreauxi</i> BONAPARTE 1855	GR	10	5
<i>Leptotila rufaxilla</i> (RICHARD & BERNARD 1792)	GR	12	4
Apodiformes			
Trochilidae			
<i>Phaethornis eurynome</i> (LESSON 1832)	NE	9	6
<i>Florisuga fusca</i> (VIEILLOT 1817)	NE	3	
<i>Thalurania glaucopis</i> (GMELIN 1788)	NE	12	4
<i>Amazilia versicolor</i> (VIEILLOT 1818)	NE	1	
Galbuliformes			
Bucconidae			
<i>Malacoptila striata</i> (SPIX 1824)	IS	2	2
Piciformes			
Picidae			
<i>Picumnus temminckii</i> LAFRESNAYE 1845	IT	6	2
<i>Veniliornis spilogaster</i> (WAGLER 1827)	IT	6	3
<i>Colaptes melanochloros</i> (GMELIN 1788)	IT	1	2
<i>Celeus flavescens</i> (GMELIN 1788)	IT	6	3
Falconiformes			
Falconidae			
<i>Micrastur semitorquatus</i> (VIEILLOT 1817)	CA	2	
Passeriformes			
Thamnophilidae			
<i>Dysithamnus mentalis</i> (TEMMINCK 1823)	IF	8	4
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (TEMMINCK 1822)	IF	4	2
<i>Thamnophilus caerulescens</i> VIEILLOT 1816	IF	2	4
<i>Hypoedaleus guttatus</i> (VIEILLOT 1816)	IF	1	1
<i>Pyriglena leucoptera</i> (VIEILLOT 1818)	IS	2	1
Conopophagidae			
<i>Conopophaga lineata</i> (WIED 1831)	IS	10	3
Grallariidae			
<i>Grallaria varia</i> (BODDAERT 1783)	IS	2	2
Dendrocolaptidae			
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (VIEILLOT 1818)	IT	15	3
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (VIEILLOT 1818)	IT	11	5
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> SPIX 1825	IT	2	2
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (VIEILLOT 1818)	IT	2	2
Furnariidae			
<i>Automolus leucophthalmus</i> (WIED 1821)	IF	1	
<i>Synallaxis ruficapilla</i> VIEILLOT 1819	IF	2	2
<i>Cranioleuca pallida</i> (WIED 1831)	IF	8	3
Pipridae			
<i>Chiroxiphia caudata</i> (SHAW & NODDER 1793)	ON	1	1
Platyrinchidae			
<i>Platyrinchus mystaceus</i> VIEILLOT 1818	IF	12	1
Rhynchocyclidae			

Tabela 2. Continuação.
Table 2. Continuation.

Nome do Táxon	Guilda	Área 1	Área 2
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> TSCHUDI 1846	IF	8	6
<i>Tolmomyias sulphureus</i> (SPIX 1825)	IF	9	3
<i>Myiornis auricularis</i> (VIEILLOT 1818)	IF	6	2
Tyrannidae			
<i>Lathrotriccus euleri</i> (CABANIS 1868)	IF	6	3
Turdidae			
<i>Turdus leucomelas</i> VIEILLOT 1818	ON	15	4
<i>Turdus rufiventris</i> VIEILLOT 1818	ON	27	12
<i>Turdus amaurochalinus</i> CABANIS 1850	ON	2	2
<i>Turdus albicollis</i> VIEILLOT 1818	ON	15	3
Parulidae			
<i>Basileuterus culicivorus</i> (DEPPE 1830)	IF	16	7
<i>Myiothlypis leucoblephara</i> (VIEILLOT 1817)	IS	14	5
Thraupidae			
<i>Trichothraupis melanops</i> (VIEILLOT 1818)	ON	10	6
<i>Tachyphonus coronatus</i> (VIEILLOT 1822)	ON	6	4
Cardinalidae			
<i>Habia rubica</i> (VIEILLOT 1817)	ON	14	12

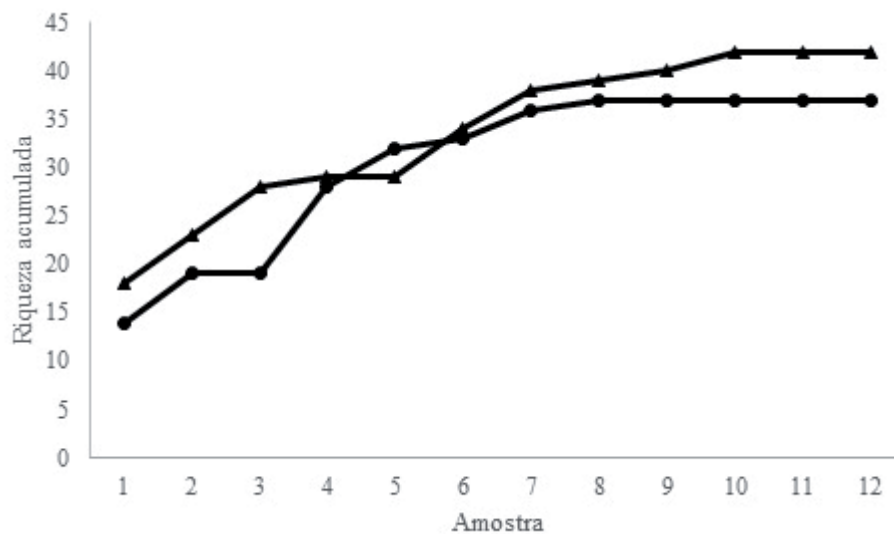


Figura 2. Curva de acúmulo de espécies de aves para duas áreas de Mata Atlântica do sudeste do Brasil, considerando o método dos trajetos.

Figure 2. Bird species accumulation curves for transect lines in two areas of Atlantic Forest in southeastern Brazil.

Discussão

No presente trabalho, não foi possível estabelecer uma área controle ausente de PEIs, pois essas palmeiras se encontram disseminadas por todo o PEAL. O Parque Estadual da Cantareira é contíguo ao PEAL e poderia servir de área controle, porém sua vegetação e avifauna são distintas das encontradas nas áreas amostradas (Antunes *et al.*,

2009). Contudo, mesmo comparando apenas duas áreas, os dados sugerem que na escala local abordada o aumento da densidade de PEIs pode influenciar o uso do habitat por aves de sub-bosque. Mais espécies e maior número de contatos foram obtidos para a área com menor densidade de PEIs, sugerindo que numa área controle provavelmente ocorreria um aumento nos valores daqueles parâmetros. Nas áreas amostradas no PEAL, as alterações na estrutura

Tabela 3. Espécies e total de indivíduos capturados em duas áreas de Mata Atlântica do sudeste do Brasil.
Table 3. Bird species and total of captured specimens in two areas of Atlantic Forest in southeastern Brazil.

Nome do Táxon	Área 1	Área 2
Columbiformes		
Columbidae		
<i>Leptotila verreauxi</i> BONAPARTE 1855		1
Apodiformes		
Trochilidae		
<i>Phaethornis eurynome</i> (LESSON 1832)	1	5
<i>Florisuga fusca</i> (VIEILLOT 1817)	3	
<i>Thalurania glaucopis</i> (GMELIN 1788)	1	2
Galbuliformes		
Bucconidae		
<i>Malacoptila striata</i> (SPIX 1824)		1
Passeriformes		
Thamnophilidae		
<i>Dysithamnus mentalis</i> (TEMMINCK 1823)	1	
Conopophagidae		
<i>Conopophaga lineata</i> (WIED 1831)	1	1
Dendrocolaptidae		
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (VIEILLOT 1818)	2	
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (VIEILLOT 1818)	4	3
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (VIEILLOT 1818)	2	
Furnariidae		
<i>Synallaxis ruficapilla</i> VIEILLOT 1819		1
<i>Cranioleuca pallida</i> (WIED 1831)		1
Platyrrinchidae		
<i>Platyrrinchus mystaceus</i> VIEILLOT 1818	3	
Rhynchocyclidae		
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> TSCHUDI 1846		3
Tyrannidae		
<i>Lathrotriccus euleri</i> (CABANIS 1868)	2	
Turdidae		
<i>Turdus leucomelas</i> VIEILLOT 1818	3	2
<i>Turdus rufiventris</i> VIEILLOT 1818	17	13
<i>Turdus amaurochalinus</i> CABANIS 1850		2
<i>Turdus albicollis</i> VIEILLOT 1818	5	
Parulidae		
<i>Basileuterus culicivorus</i> (DEPPE 1830)	2	5
<i>Myiothlypis leucoblephara</i> (VIEILLOT 1817)	3	1
Thraupidae		
<i>Trichothraupis melanops</i> (VIEILLOT 1818)	2	2
Cardinalidae		
<i>Habia rubica</i> (VIEILLOT 1817)	5	1
<i>Cyanoloxia glaucocaerulea</i> (D'ORBIGNY & LAFRESNAYE 1837)	1	

do sub-bosque e conseqüentemente no uso deste pela assembleia de aves provavelmente foram ocasionadas pelas PEIs. Outras variáveis importantes, mas não avaliadas diretamente neste estudo, como diferenças entre as áreas na composição da vegetação de sub-bosque nativa e disponibilidade de itens alimentares de cada espécie de ave, provavelmente foram afetadas pelo aumento da densidade de PEIs na área 2.

O potencial de impacto de cada uma das três espécies de PEIs pode variar devido às diferentes características de cada espécie. Neste parque, a ocorrência muito próxima delas pode obscurecer as possíveis diferenças. O impacto de *Archonthophoenix* spp. sobre a biota já foi discutido em outros trabalhos, que apontaram sua capacidade em diminuir a diversidade e alterar a estrutura da vegetação, conseqüentemente diminuindo a quantidade e a qualidade dos

Tabela 4. Riqueza e total de contatos por guilda em duas áreas (A1 e A2) de Mata Atlântica do sudeste do Brasil, obtidos pelo método de trajetos, com os resultados do teste de dados pareados de Wilcoxon (z).**Table 4.** Richness and total of contacts by guild in two areas (A1 and A2) of Atlantic Forest in southeastern Brazil, obtained with line transects, and results of Wilcoxon matched-pair rank test (z).

Guilda	Riqueza		Total de Contatos		z	p
	A1	A2	A1	A2	z	p
Carnívoros	1	0	2	0		
Granívoros	3	2	23	9		
Insetívoros da Folhagem	13	12	83	38	2,59	0,0093
Insetívoros do Solo	5	5	30	13		
Insetívoros de Troncos e Galhos	8	8	49	22	1,99	0,046
Nectarívoros	4	2	25	10		
Onívoros	9	8	94	44	2,20	0,027

recursos disponíveis à fauna (Dislich *et al.*, 2002; Mengardo e Pivello, 2012). Pesquisas sobre as demais espécies de PEIs devem ser priorizadas. Por exemplo, entre as palmeiras nativas e exóticas que ocorrem no PEAL, *Livistona chinensis* é a única que apresenta folhas flabeliformes, e provavelmente o sombreamento produzido por indivíduos desta espécie é maior do que o que ocorre com as folhas pinadas das demais.

O aumento na densidade de palmeiras no sub-bosque parece afetar mais a abundância de aves do que a composição de espécies. A diminuição no total de contatos em A2 foi acentuada em relação a A1, indicando que um número menor de indivíduos consegue coexistir naquela área. Devido à alta densidade de PEIs, a diversidade e abundância de recursos possivelmente é menor em A2, resultando em menor abundância de indivíduos da avifauna. O maior número de PEIs pode gerar menor disponibilidade de frutos e flores de outras espécies no sub-bosque e diminuir a diversidade de substratos de forrageio das aves insetívoras, por exemplo folhas, galhos e troncos de diferentes formatos, tamanhos, rugosidade de casca, etc., o que influencia no total de presas disponível (Denslow *et al.*, 1991; Parrini, 2015).

Com exceção do número de espécies insetívoras do solo e insetívoras de troncos e galhos, a riqueza em todas as guildas foi ligeiramente menor em A2 do que em A1, e o total de contatos foi maior em A1 para todas elas. Isto indica que a alteração na densidade da folhagem do sub-bosque pode afetar espécies que consomem itens alimentares distintos e mesmo espécies que utilizam substratos de forrageio diferentes. As guildas de insetívoros são amplamente reconhecidas como suscetíveis a alterações na estrutura da vegetação, o que não é o caso para as demais guildas encontradas neste estudo (Willis, 1979; Aleixo, 1999; Gray *et al.*, 2007). A diminuição do número de espécies, associada ao aumento da densidade de PEIs, para a maioria das guildas, apoia a sugestão de diminuição de nichos disponíveis, dificultando a coexistência de espécies com requisitos ecológicos similares.

A disponibilidade de artrópodes na folhagem e na serapilheira pode diminuir com o aumento na densidade de PEIs, prejudicando populações de espécies das guildas insetívoras (Hengstum *et al.*, 2014). No caso dos insetívoros do solo, alterações nas condições microclimáticas, como sombreamento e umidade relativa do ar, podem influenciar nos padrões de distribuição (Volpato *et al.*, 2006). Pesquisas que avaliem a diversidade de artrópodes e as condições de luminosidade e umidade relativa do ar sob diferentes condições de densidade de palmeiras exóticas invasoras poderão elucidar o papel destas variáveis, isoladas ou em sinergia, sob a distribuição das aves insetívoras.

Parrini (2015) relata o uso de folhas de samambaias (*Cyathea*) e de palmeiras como substrato de forrageio para 15 espécies de insetívoros de sub-bosque na Mata Atlântica. Entre as espécies mais observadas forrageando nestas folhas está *Xiphorhynchus fuscus*, espécie que foi encontrada em ambas as áreas amostrais, mas em A2 com metade do total de contatos obtidos para A1.

Entre os insetívoros de troncos e galhos, *Sittasomus griseicapillus* e *Xiphorhynchus fuscus* apresentaram maior redução no total de contatos em A2 em relação a A1. Soares e Anjos (1999) consideram estas espécies mais sensíveis às alterações decorrentes da fragmentação florestal e associaram esta sensibilidade às técnicas e substratos de forrageio utilizados por estas espécies. O maior número de PEIs no sub-bosque de A2 possivelmente dificulta o comportamento de forrageio dessas espécies.

No caso dos onívoros, mesmo espécies mais generalistas como *Turdus* spp., que localmente são os principais consumidores dos frutos e dispersores das sementes de palmeiras (Fonseca e Antunes, 2007; Omote *et al.*, 2014), foram menos registrados em A2. Nesta área dominada por palmeiras exóticas não foram observados arbustos e arvores ornamentais como espécies das famílias Melastomataceae e Rubiaceae presentes em A1. A presença de tais plantas pode ter influenciado na detecção de onívoros ou realmente há menor visitação em A2 pela menor quantidade de recursos alimentares.

Entre as espécies registradas exclusivamente em A1, *Odontophorus capueira* e *Micrastur semitorquatus* podem evitar as áreas de maior densidade de PEIs por estas potencialmente interferirem em seu comportamento de forrageio. *Odontophorus capueira* forrageia na serapilheira, muitas vezes revirando as folhas (Sick, 1997) e *M. semitorquatus* costuma ficar pousado no interior da floresta espreitando vertebrados e podendo deslocar-se no solo atrás de presas (Thorstrom, 2000). As duas espécies de beija-flores exclusivas de A1, *Florisuga fusca* e *Amazilia versicolor*, podem ter sido atraídas por recursos florais presentes nessa área, já que não é provável que tenham sido afetadas pela estrutura do sub-bosque. Ambas as espécies utilizam flores localizadas nos diversos estratos da floresta e até mesmo em áreas antropizadas (Antunes, 2003).

Automolus leucophthalmus forrageia intensamente na chamada serapilheira arborícola (Parrini, 2015), constituída principalmente por folhas e galhos secos aderidos a teias de aranha abandonadas. Assim, seria interessante avaliar se a disponibilidade deste substrato varia significativamente entre as duas áreas de estudo.

Cabe destacar que apesar dos impactos da invasão de palmeiras exóticas ainda serem pontuais, devido ao diversificado uso econômico destes vegetais, como produção de óleo, de palmito, frutos, etc., esta situação poderá se tornar mais comum no futuro, inclusive no interior e nas Zonas de Amortecimento de Unidades de Conservação (Tibério *et al.*, 2016). O Plano de manejo do PEAL estabelece como prioridade a pesquisa das espécies exóticas invasoras e ações de restauração que permitam que a vegetação do parque se assemelhe com o passar do tempo à vegetação do contíguo Parque Estadual da Cantareira. As aves, por meio principalmente da dispersão de sementes, são cruciais para que este segundo objetivo seja alcançado.

Ao mesmo tempo que as aves atuam na dispersão de sementes nativas, e conseqüentemente contribuam para a restauração de remanescentes florestais, é frequente que elas também dispersem espécies exóticas (Fonseca e Antunes, 2007). Estudos sobre a interação entre aves e palmeiras exóticas invasoras têm enfatizado a importância relativa destas plantas como fontes de recurso alimentar (Mengardo e Pivello, 2012; Omote *et al.*, 2014). Os frutos da palmeira *Archonophoenix* spp, por exemplo, são muito atrativos e utilizados com frequência pelas aves generalistas. Por ser um recurso pobre em nutrientes, o consumo pelas aves é mais rápido e em maiores quantidades, o que contribui ainda mais para o processo de invasão (Mengardo e Pivello, 2012). Já os frutos da palmeira juçara *Euterpe edulis* são ricos em lipídeos e açúcares, constituindo um recurso mais nutritivo para aves e mamíferos (Galetti e Aleixo, 1998). Esta palmeira é rara na área de estudo. Souza *et al.* (2016) estimaram 18 indivíduos/ha em um trecho de 4,8ha inserido em A2, valor muito inferior ao en-

contrado para as PEIs, justificando seu uso na restauração da vegetação. Já em áreas de Mata Atlântica preservada, a densidade do palmito juçara pode chegar a 255 indivíduos/ha (Galetti e Aleixo, 1998). Por esta razão, propostas de manejo para as áreas estudadas deveriam incluir o plantio de *Euterpe edulis*, espécie mais indicada para substituir *A. cunninghamiana* em fragmentos florestais (Mengardo e Pivello, 2012).

Assim, os dados sugerem que o manejo das palmeiras exóticas invasoras poderá ser necessário para a manutenção da diversidade de aves de sub-bosque florestal a longo prazo e também, para a continuidade dos serviços ecossistêmicos prestados pelas aves. Este manejo deve ser embasado por projeto de pesquisa em área-piloto, e após sua conclusão, poderão ser avaliados os custos econômicos das ações, verificando se o impacto gerado ao ecossistema não será maior do que o benefício almejado (Buckley e Han, 2014). O presente estudo indica que o pretensão benefício que as PEIs trazem a algumas espécies de aves pode estar ocasionando prejuízo a um número maior de espécies desta classe, não justificando uma indecisão quanto ao seu controle e erradicação.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto Florestal por meio da CO-TEC (Processo SMA 260108-008.500/2009) e à gestora do Parque Estadual Alberto Löfgren, Roselaine Barros Machado, pela autorização para o desenvolvimento do projeto. Ao ICMBio pela concessão das autorizações SIS-BIO para captura (autorização 29073-4) e CEMAVE para anilhamento (registro 581572, autorização 1256/7). Somos gratos a Marina Mitsue Kanashiro pelo auxílio na confecção da Figura 1. Agradecemos aos revisores anônimos e à Dra. Ana Maria Leal-Zanchet pelas valiosas críticas e sugestões que aprimoraram este trabalho.

Referências

- ALEIXO, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *Condor*, **101**(3):537-548. <https://doi.org/10.2307/1370183>
- ANTUNES, A.Z. 2003. Partilha de néctar de *Eucalyptus* spp., territorialidade e hierarquia de dominância em beija-flores (Aves: Trochilidae) no Sudeste do Brasil. *Ararajuba*, **11**(1):39-44.
- ANTUNES, A.Z.; WYRGUN, B.; ESTON, M.R. 2009. Composição das comunidades de aves em duas florestas secundárias contíguas no Sudeste do Brasil. *Revista do Instituto Florestal*, **21**(1):93-106.
- AYRES, M.; AYRES, J.R.M.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.S. 2010. *BioEstat 5.0-Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas*. Brasília, CNPq, 290 p.
- BIBBY, C.J.; BURGESS, N.D.; HILL, D.A. 1992. *Bird census techniques*. Orlando, Academic Press, 280 p.
- BLAKE, J.G.; LOISELLE, B.A. 2001. Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. *Auk*, **118**(2):304-326. [https://doi.org/10.1642/0004-8038\(2001\)118\[0304:BAISGA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1642/0004-8038(2001)118[0304:BAISGA]2.0.CO;2)

- BUCKLEY, Y.M.; HAN, Y. 2014. Managing the side effects of invasion control. *Science*, **344**(6187):975-976. <https://doi.org/10.1126/science.1254662>
- CHRISTIANINI, A. 2006. Fecundidade, dispersão e predação de sementes de *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude, uma palmeira invasora da Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Botânica*, **29**(4):587-594. <https://doi.org/10.1590/s0100-84042006000400008>
- CRONK, Q.C.B.; FULLER, J.L. 1995. *Plant Invaders*. New York, Chapman and Hall, 241 p.
- DAVIS, M.A.; CHEW, M.K.; HOBBS, R.J.; LUGO, A.E.; EWEL, J.J.; VERMEIJ, G.J.; BROWN, J.H.; ROSENZWEIG, M.L.; GARDENER, M.R.; CARROLL, S.P.; THOMPSON, K.; PICKETT, S.T.A.; STROMBER, J.C.; DEL TREDICI, P.; SUDING, K.N.; EHRENFELD, J.G.; GRIME, J.P.; MARCARO, J.; BRIGGS, J.C. 2011. Don't judge species on their origins. *Nature*, **474**(7350):153-154. <https://doi.org/10.1038/474153a>
- DENSLOW, J.S.; NEWELL, E.; ELLISON, A.M. 1991. The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of *Inga* seedlings. *Biotropica*, **23**(3):225-234. <https://doi.org/10.2307/2388199>
- DISLICH, R. 2002. *Análise da vegetação arbórea e conservação na Reserva Florestal da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira"*. São Paulo, SP. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 251 p. <https://doi.org/10.11606/t.41.2002.tde-23012006-225920>
- DISLICH, R.; KISSER, N.; PIVELLO, V.R. 2002. A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. *Revista Brasileira de Botânica*, **25**(1):55-64. <https://doi.org/10.1590/s0100-84042002000100008>
- DURIGAN, G.; IVANAUSKAS, N.M.; ZAKIA, M.J.B.; ABREU, R.C.R. 2013. Control of Invasive Plants: Ecological and Socioeconomic Criteria for the Decision Making Process. *Natureza & Conservação*, **11**(1):23-30. <https://doi.org/10.4322/natcon.2013.003>
- EHRENFELD, J.G. 2010. Ecosystem consequences of biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **41**(1):59-80. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144650>
- FONSECA, F.Y.; ANTUNES, A.Z. 2007. Frugivoria e predação de sementes por aves no Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo, SP. *Revista do Instituto Florestal*, **19**(2):81-91.
- FURNESS, R.W.; GREENWOOD, J.J.D. 1993. *Birds as Monitors of Environmental Change*. London, Chapman & Hall, 356 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-1322-7>
- GALETTI, M.; ALEIXO, A. 1998. Effects of palm heart harvesting on avian fugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology*, **35**(2):286-293. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00294.x>
- GRAY, M.A.; BALDAUF, S.L.; MAYHEW, P.J.; HILL, J.K. 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conservation Biology*, **21**(1):133-141. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00557.x>
- HASUI, E.; HÖFLING, E. 1998. Preferência alimentar de aves frugívoras de um fragmento de floresta estacional semidecídua secundária, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, **84**(1):43-64.
- HENGSTUM, T.V.; HOOFTMAN, D.A.P.; OOSTERMEIJER, J.G.B.; TIENDEREN, P.H.V. 2014. Impact of plant invasions on local arthropod communities: a meta-analysis. *Journal of Ecology*, **102**(1):4-11. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12176>
- LE MAITRE, D.C.; VAN WILGEN, B.W.; CHAPMAN, R.A.; MCKELLY, D.H. 1996. Invasive plants and water resources in the Western Cape Province, South Africa: modeling the consequences of a lack of management. *Journal of Applied Ecology*, **33**(1):161-172. <https://doi.org/10.2307/2405025>
- MARTINS, F.R. 1979. *O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do estado de São Paulo*. São Paulo, SP. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 239 p.
- MENGARDO, A.L.T.; PIVELLO, V.R. 2012. Phenology and fruit traits of *Archontophoenix cunninghamiana*, an invasive palm tree in the Atlantic forest of Brazil. *Ecotropica*, **18**(1):1126-1136.
- OMOTE, T.; ANTUNES, A.Z.; MATSUKUMA, C.K. 2014. Comparação de aspectos fenológicos e de frugivoria entre a palmeira nativa *Euterpe edulis* Mart. e a palmeira exótica *Phoenix roebelenii* O'Brien (Arecaceae) no Sudeste do Brasil. *Revista do Instituto Florestal*, **26**(2):169-181. <https://doi.org/10.4322/riif.2014.013>
- PARRINI, R. 2015. *Quatro estações*. Rio de Janeiro, Technical Books, 354 p.
- PEJCHAR, L.; MOONEY, H.A. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**(9):497-504. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.016>
- PETENON, D.L. 2006. *Plantas invasoras nos trópicos: esperando a atenção mundial? 2. Abundância de sementes da palmeira invasora Archontophoenix cf. cunninghamiana na chuva e banco de sementes em um fragmento florestal em São Paulo, SP*. São Paulo, SP. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 118 p.
- PIACENTINI, V.Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C.E.; MAURÍCIO, G.N.; PACHECO, J.P.; BRAVO, G.A.; BRITO, G.R.R.; NAKA, L.N.; OLMO, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L.F.; BETINI, G.S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A.C.; LIMA, L.M.; PIOLI, D.; SCHUNCK, F.; AMARAL, F.R.; BENCKE, G.A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L.F.A.; STRAUBE, F.C.; CESARI, E. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, **23**(2):91-298.
- PIMENTEL, D.; MCNAIR, S.; JANECKA, J.; WIGHTMAN, J.; SIMMONDS, C.; O'CONNEL, C.; WONG, E.; RUSSEL, L.; ZERN, J.; AQUINO, T.; TSOMONDO, T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **84**(1):1-20. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00178-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00178-X)
- PIVELLO, V.R.; PECCININI, A.A. 2002. A vegetação do PEFI. In: C.E.M. BICUDO; M.C. FORTI; D.C. BICUDO (org.), *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: uma reserva Biológica na cidade de São Paulo*. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, p. 111-132.
- PYSEK, P.; PRACH, K.; REJMÁNEK, M.; WADE, M. 1995. *Plant Invasions: general aspects and special problems*. Amsterdam, SPB Academic Publishing, 263 p.
- REMSEN JR, J.V. 1994. Use and Misuse of Bird Lists in Community Ecology and Conservation. *Auk*, **111**(1):225-227. <https://doi.org/10.2307/4088531>
- REMSEN JR, J.V.; GOOD, D.A. 1996. Misuse of data from mist-net captures to assess relative abundance in bird populations. *Auk*, **113**(2):381-398. <https://doi.org/10.2307/4088905>
- ROSENWEIG, M.L. 2001. The four questions: what does the introduction of exotic species do to diversity? *Evolutionary Ecology Research*, **3**(1):361-367.
- SÃO PAULO. 2012. *Parque Estadual Alberto Lofgren: Plano de Manejo*. São Paulo, Instituto Florestal, 710 p.
- SHEPHERD, G.J. 2010. Fitopac 2.1. Manual do usuário. Campinas: UNICAMP. StatSoft Inc. 2015. Estatística. Disponível em: <http://statsoft.com.br/estatistica-essencial.php>. Acesso em: 18/03/2015.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro, Nova Fronteira, 862 p.
- SOARES, E.S.; ANJOS, L. 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. *Ornitologia Neotropical*, **10**(1):61-68.
- SOUZA, F.M.; SOUSA, R.C.; ESTEVES, R.; FRANCO, G.A.D.C. 2009. Flora arbustivo-arbórea do Parque Estadual do Jaraguá, São Paulo – SP. *Biota Neotropica*, **9**(2):187-200. Disponível em: <http://www.biotaotropica.org.br/v9n2/en/abstract?inventory+bn00909022009>. Acesso em: 18/03/2015.

- SOUZA, S.C.P.M.; SILVA, A.G.; FRANCO, G.A.D.C.; IVANAUSKAS, N.M. 2016. A vegetação secundária em um fragmento florestal urbano: influência de exóticas invasoras na comunidade vegetal. *Revista do Instituto Florestal*, **28**(1):7-35. <https://doi.org/10.4322/ri.f.2016.001>
- THORSTROM, R. 2000. The food habits of sympatric forest-falcons during the breeding season in northeastern Guatemala. *Journal of Raptor Research*, **34**(3):196-202.
- TIBÉRIO, F.C.S.; SAMPAIO-E-SILVA, T.A.; MATOS, D.M.S.; ANTUNES, A.Z. 2016. The risks of introduction of the Amazonian palm *Euterpe oleracea* in the Atlantic rainforest. *Brazilian Journal of Biology*, **76**(1):66-72. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.12114>
- VILÀ, M.; ESPINAR, J.L.; HEJDA, M.; HULME, P.E.; JAROSÍK, V.; MARON, J.L.; PERGL, J.; SCHAFFNER, U.; SUN, Y.; PYSEK, P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, **14**(7):702-708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>
- VOLPATO, G.H.; ANJOS, L.; POLETTI, F.; SERAFINI, P.P.; LOPES, E.V.; FÁVARO, F.L. 2006. Terrestrial passerines in an Atlantic Forest remnant of Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **66**(2):473-478. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000300013>
- WANG, Y.; AUGSPURGER, C. 2004. Dwarf palms and cyclanths strongly reduce Neotropical seedling recruitment. *OIKOS*, **107**(3):619-633. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13328.x>
- WIENS, J.A. 1989. *The Ecology of Bird Communities (Foundations and Patterns)*. Vol 1. Cambridge, Cambridge University, 539 p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511608568>
- WILLIS, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescer woodlots in Southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, **33**(1):1-25.
- WILCOVE, D.S.; ROTHSTEIN, D.; DUBOW, J.; PHILLIPS, A.; LOSOS, E. 1998. Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience*, **48**(8):607-615. <https://doi.org/10.2307/1313420>
- WILLIAMSON, M.H. 1996. *Biological Invasions*. London, Chapman and Hall, 244 p.
- ZUPO, T.M.; PIVELLO, V.R. 2007. Dinâmica e Estrutura do Componente Arbóreo na Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP. In: Congresso de Ecologia do Brasil, VIII, São Paulo, 2007. *Anais...* 1:1-2.

Submitted on March 17, 2016
Accepted on December 8, 2016