

Papéis Avulsos de Zoologia

Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo

Volume 55(5):81-90, 2015

www.mz.usp.br/publicacoes

www.revistas.usp.br/paz

www.scielo.br/paz

ISSN impresso: 0031-1049

ISSN on-line: 1807-0205

RIQUEZA E DENSIDADE DE AVES QUE NIDIFICAM EM CAVIDADES EM PLANTAÇÕES ABANDONADAS DE EUCALIPTO

HUGO DE SIQUEIRA PEREIRA^{1,3}

MARIA RITA SILVÉRIO PIRES^{1,4}

CRISTIANO SCHETINI DE AZEVEDO^{1,5}

RÔMULO RIBON²

ABSTRACT

Eucalypt planted forests are replacing natural forests in many areas of the world, impacting wildlife by diminishing availability of habitats and resources. Several species of birds require hollows in trees for nesting, and the lack of this resource may decrease richness and density of cavity-nesting birds in planted forests. The aim of this study was to compare species richness and density of cavity-nesting birds in abandoned eucalypt planted forests and natural forests in two conservation units at Minas Gerais State, southeastern Brazil. Bird surveys were conducted using 25 point counts in both areas during 2013. Species richness was estimated using Jackknife, and density was estimated using the maximum likelihood; candidate models that could influence abundance of birds were evaluated using Akaike Information Criterion (AIC). Results showed that species richness was higher in native forests and density was significantly higher in native forests than in abandoned eucalypt planted forests, and that vegetation type and hour of day influences the abundance and detection of the birds. These results indicate that abandoned eucalypt planted forests negatively influence the cavity-nesting bird's community, probably due to the lack of cavities or the lack of a recovered understory. Eucalypt planted forests normally do not substitute native forests and their use should be controlled in conservation areas.

KEY-WORDS: Cavity-nesting birds; Eucalypt planted forests; Density; Richness.

INTRODUÇÃO

Florestas temperadas e tropicais têm sido substituídas por monoculturas florestais, como plantações

de eucaliptos, causando impactos negativos na biodiversidade (Marsden *et al.*, 2001; Zurita *et al.*, 2006; Proença *et al.*, 2010; Brockerhoff *et al.*, 2013) e em outras funções dos ecossistemas (Little *et al.*, 2009).

¹ Universidade Federal de Ouro Preto, Pós-Graduação em Biomas Tropicais. Campos Morros do Cruzeiro, s/n, Bauxita, CEP 35400-000, Ouro Preto, MG, Brasil.

² Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Biologia Animal. Avenida Peter Henry Rolfs, s/n, Edifício Chotaro Shimoya, Sala 142, Campus Universitário, CEP 36570-900, Viçosa, MG, Brasil. E-mail: romuloribon@gmail.com

³ E-mail: hugodsp@yahoo.com.br

⁴ E-mail: mritaspires@gmail.com

⁵ Autor para correspondência, e-mail: cristianoroxette@yahoo.com

<http://dx.doi.org/10.1590/0031-1049.2015.55.05>

Com a retirada da vegetação nativa, além da perda de espécies vegetais, que servem como recursos para fauna (Ruschi, 1976), ocorre a fragmentação florestal, na qual as plantações constituem a matriz circundando as áreas de vegetação nativa (Hawes *et al.*, 2008; Silva, 2012). Para algumas espécies da fauna, essas plantações podem servir de barreira à passagem ou dispersão ou apenas como áreas de passagem entre manchas com vegetação natural (Azevedo *et al.*, 2010; Villard & Haché, 2012).

A substituição de florestas naturais por florestas plantadas leva também a uma drástica redução na complexidade estrutural da floresta (Lindenmayer *et al.*, 2003; Barlow *et al.*, 2007), as quais não apresentam sub-bosque (Proença *et al.*, 2010). Embora a fauna seja afetada negativamente devido à falta de certos recursos (Stallings, 1991), em plantações abandonadas, onde ocorre regeneração do sub-bosque, algumas condições ou recursos podem voltar a ocorrer. Dentre outros fatores, pode haver um aumento da presença de plantas que servem de alimento para a fauna, vindo mesmo da própria espécie plantada, por exemplo, flores de árvores de eucalipto que permanecem tempo suficiente para florescer (Machado & Lamas, 1996; Willis, 2002).

Os impactos das plantações de árvores afetam vários táxons, como aves (Marsden *et al.*, 2001; Barlow *et al.*, 2007), mamíferos (Stallings, 1991; Umetsu & Pardini, 2007) e répteis (Ryan *et al.*, 2002). Em silviculturas, a riqueza de aves florestais é menor quando comparada àquela de florestas primárias, secundárias ou fragmentadas nativas (Marsden *et al.*, 2001; Barlow *et al.*, 2007). A intensidade e o tipo de manejo também podem influenciar na riqueza das aves (Lane *et al.*, 2011). No caso de plantações abandonadas, o número de espécies de aves encontradas pode ser muito representativo em relação à fauna local, já que a ausência do manejo facilita o aparecimento do sub-bosque e a recolonização das espécies (Willis, 2003).

Vários estudos mostram diferentes efeitos das plantações entre diferentes guildas de aves (Nájera & Simonetti, 2009; Sekercioglu, 2012). O impacto das plantações depende dos recursos necessários para cada espécie e é importante se conhecer quais são estes recursos para melhor se entender a causa do declínio ou aumento nas populações (Landres, 1983). A falta de recursos reprodutivos, como ocos em árvores, por exemplo, pode causar declínio nas populações que os utilizam (Proença *et al.*, 2010).

Diversas espécies de animais utilizam ocos em árvores para se abrigar ou reproduzir (Webb & Shine, 1997; Lindenmayer *et al.*, 1997). Entre as aves que utilizam ocos de árvores para se reproduzir podem-se

distinguir dois grupos: espécies escavadoras – capazes de criar as cavidades nas árvores, e espécies adotadoras – que não são capazes de escavar ocos, mas utilizam aqueles pré-existent (Martin & Eadie, 1999). As espécies escavadoras são limitadas pelo número de locais adequados para se escavar cavidades para os ninhos (Jackson & Jackson, 2004) e as espécies adotadoras são limitadas pelo número de cavidades já existente e apropriadas para nidificação (Cockle *et al.*, 2008; Cockle *et al.*, 2010). Assim, a dependência das cavidades como recursos necessários para a reprodução é um fator que torna as espécies sensíveis a ações antrópicas, que diminuem a densidade de cavidades ou locais adequados para serem feitos os ninhos, como a retirada de árvores altas e grossas (Cornelius *et al.*, 2008).

Para algumas espécies de *Eucalyptus* spp., a idade da árvore tem relação com o número de ocos formados (Whitford, 2002). Outras espécies são resistentes a fungos e cupins e raramente formam ocos (Lindenmayer *et al.*, 1993). A resistência a fungos é um fator importante na escolha da variedade de árvore a ser usada em silvicultura (Oliveira *et al.*, 2005), preferindo-se espécies resistentes. Assim, espera-se que as árvores de eucalipto utilizadas em silvicultura tenham nenhum ou poucos ocos formados.

O objetivo deste trabalho é comparar a riqueza e a densidade de aves que nidificam em ocos de árvores em trechos de vegetação nativa e de plantações abandonadas de *Eucalyptus* sp. situadas dentro de duas unidades de conservação no leste de Minas Gerais. Nossa hipótese é que a riqueza e densidade de aves que utilizam ocos sejam menores nas plantações, pois estas espécies são sensíveis à ausência deste recurso reprodutivo, que pode não estar ocorrendo nas plantações.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido no Parque Estadual do Itacolomi (PEI) e na Floresta Estadual do Uaimii (FEU), unidades de conservação (UC's) administradas pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF) e localizadas no extremo sul da Cadeia do Espinhaço no Estado de Minas Gerais (Fig. 1) (Gontijo, 2008).

O Parque Estadual do Itacolomi (PEI) está situado nos municípios de Ouro Preto e Mariana, em Minas Gerais, e possui cerca de 7.000 ha, com altitudes variando de 700 a 1.772 m. A vegetação nativa amostrada é caracterizada como Floresta Estacional Semidecidual Alto Montana (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). A estrutura da vegetação é bem heterogê-

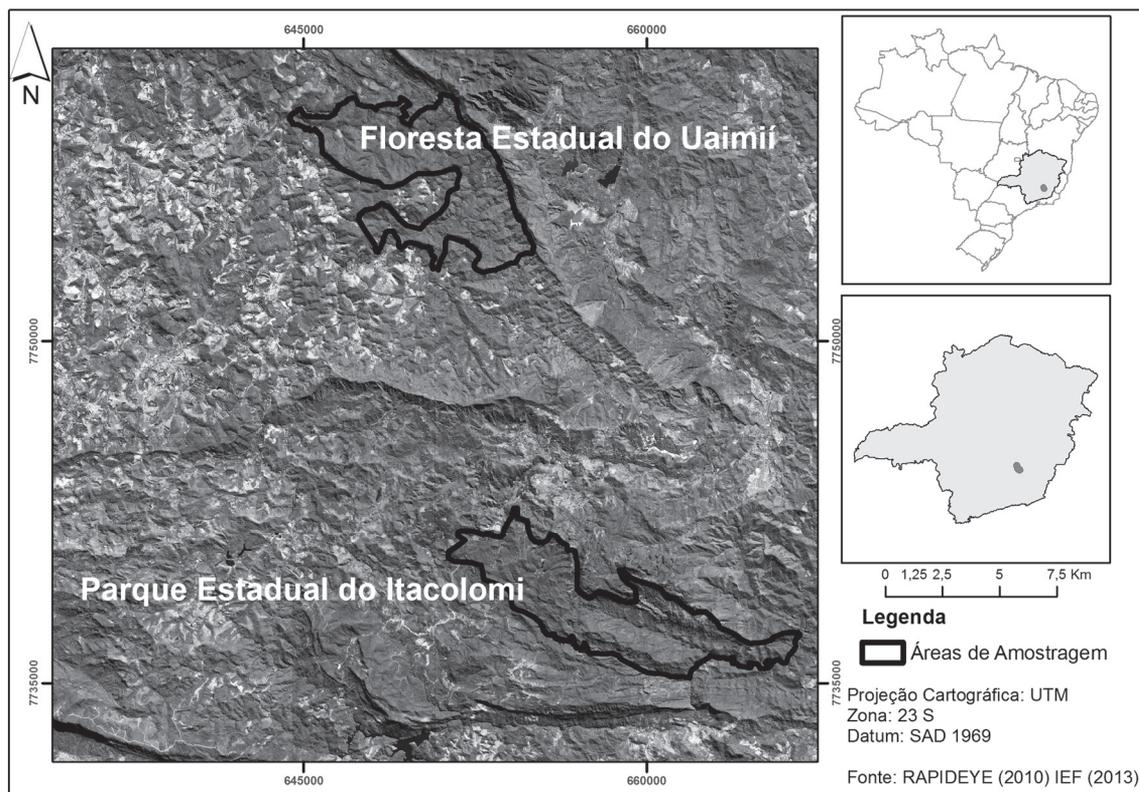


FIGURA 1: Paisagem contendo ambas as áreas amostradas. A mancha vermelha no mapa a direita representa a localização da paisagem. As áreas contornadas de preto são as áreas utilizadas para amostragem onde estão inseridas a vegetação nativa secundária e as plantações de eucalipto abandonadas.

nea e, em certos pontos, o dossel chega a 10 metros de altura, sendo constituída por candeias (*Eremanthus erythropappus*); destacam-se também a *Araucaria angustifolia*, *Melanoxylon brauna* e *Dicksonia sellowiana* (Messias & Sousa, 2006; Pedreira & Sousa, 2011). Os eucaliptos (*Eucalyptus* sp.) que ocorrem no PEI apresentam áreas com regeneração do sub-bosque, com presença de espécies nativas de Myrsinaceae (*Myrsine* sp.) e Melastomataceae, além de árvores como embaúba (*Cecropia* spp.), sangra-d'água (*Croton* sp.), canafístula (*Senna macranthera*), ingá (*Inga* sp.), pau-de-tucano (*Vochysia* sp.), jacarandá-de-espinho (*Machaerium hirtum*) e leiteira (*Sapium* sp.); ocorrem também bambus e trepadeiras; entretanto, em outras áreas o sub-bosque não está desenvolvido, contendo apenas as árvores de eucalipto, gramíneas e subarbus-tos (Messias & Sousa, 2006).

A Floresta Estadual do Uaimii (FEU) foi criada em 2003 e situa-se no município de Ouro Preto, Minas Gerais. Possui 4.398 ha e a altitude varia de 930 m até cerca de 1.800 m em algumas cristas de rochas (IEF, 2007). A vegetação apresenta um dossel contínuo e fechado e as árvores têm altura média de 7,5 m nas partes mais planas e 8,5 m nas encostas, algumas árvores atingem mais de 15 m de altura. Na FEU, as

áreas com eucalipto tem maior regeneração da vegetação nativa em relação ao PEI, no sub-bosque ocorrem espécies como carne-de-vaca (*Roupala montana*), pau-jacaré (*Piptadenia gonoacantha*), pessegueiro-do-mato (*Prunus sellowii*) e espeto (*Casearia decandra*), e no estrato arboreo ocorrem espécies como guamirim-vermelho (*Myrcia fallax*), capororoca (*Myrsine umbellata*), capororoca-de-embira (*Myrsine lancifolia*), almecegueira (*Protium heptaphyllum*), pessegueiro-do-mato (*Prunus sellowii*), ruão (*Vismia micrantha*), leiteiro (*Sapium glandulatum*) e os eucaliptos (*Eucalyptus* sp.), que com maior densidade representam árvores emergentes chegando à alturas superiores a 20 m (IEF, 2010).

Levantamento de aves

Para o levantamento das aves utilizou-se o método de contagem por pontos com raio fixo de 100 m. Em cada UC foram estabelecidos 25 pontos em área com eucalipto e 25 em área de vegetação natural. Permaneceu-se 10 minutos em cada ponto, com o tempo sendo dividido em três intervalos (3, 2 e 5 minutos), conforme Ralph *et al.* (1995). Os pontos foram es-

tabelecidos a pelo menos 200 m de distância um do outro e foram amostrados pelo período da manhã, de 05:00 h às 09:30 h, período considerado pico de atividade da maioria das aves (Sick, 1997). No PEI foram feitas duas amostragens por ponto, uma em julho e agosto/2012, no período da seca local, e outra entre outubro e novembro, no início da estação chuvosa. Devido a problemas logísticos, a FEU foi amostrada somente na época chuvosa, em dezembro/2012 e janeiro/2013. As aves foram registradas de acordo com o método de remoção, no qual consiste em dividir o tempo total permanecido em cada ponto em intervalos regulares e os indivíduos detectados em um dos intervalos não são anotados nos intervalos consecutivos (Farnsworth *et al.*, 2002). Assim, para dois indivíduos da mesma espécie serem anotados em um ponto, eles teriam que ser vistos ou ouvidos ao mesmo tempo ou em direção e distância que indicassem fortemente não se tratarem do mesmo indivíduo anotado na primeira vez. Através deste método os dados coletados puderam ser utilizados para estimar a densidade das aves.

ANÁLISE DOS DADOS

Para avaliar se o esforço amostral foi suficiente para obter a riqueza de aves nos eucaliptais e na vegetação nativa, utilizou-se a curva do coletor em função do número de pontos amostrados (Colwell & Coddington, 1994). Também se estimou a riqueza esperada pelo estimador *Jackknife* de 1ª ordem através do programa EstimateS versão 8.2.0 (Colwell, 2009).

Para se estimar e comparar a densidade de aves entre as vegetações, utilizamos a função hierárquica de três níveis "gmultmix" (Chandler *et al.*, 2011) do pacote R "unmarked" (Fiske & Chandler, 2011). Nesta função, o tamanho, a abundância e a probabilidade de indivíduos de uma população estarem dentro da área amostrada em um determinado momento, bem com sua probabilidade de detecção, podem ser modeladas em função de três parâmetros. O primeiro parâmetro é a média de probabilidades de distribuição discretas (λ), como Poisson ou Negativa Binomial, que resulta no número de indivíduos que podem ser detectados em um ponto durante a amostragem (M_i). O segundo parâmetro (ϕ) é a probabilidade de cada indivíduo da população estar presente em um ponto de amostragem. Esta probabilidade descreve a parte da população presente em um ponto em um determinado momento. O terceiro parâmetro é a probabilidade de detecção (p) (Chandler *et al.*, 2011). Estes parâmetros são expressos pela função de verossimilhança criada por Chandler *et al.* (2011):

$$L(\lambda, \phi, p | y_{it}) = \prod_{i=1}^R \left\{ \sum_{M_i=\max(y_{it})}^{\infty} \left(\frac{M_i!}{y_{i1}! y_{i2}! y_{i3}! y_{i10}!} \right) \times (\phi\pi_1)^{y_{i1}} (\phi\pi_2)^{y_{i2}} (\phi\pi_3)^{y_{i3}} (\phi\pi_0)^{M_i-y_{i1}} f(M_i | \lambda) \right\}$$

Onde:

y_{it} = o vetor de contagem feita no ponto i , na ocasião t ;
 π_{it} = vetor de probabilidades calculadas em função de p .

Neste caso, pelo método de amostragem por remoção ser de três intervalos, a probabilidade de cada intervalo seria $\pi = \{p, (1-p)p, (1-p)^2 p\}$, sendo a probabilidade de não se encontrar nenhum indivíduo $\pi_0 = (1-p)^3$.

Estes parâmetros podem ser modelados em função de co-variáveis. No presente trabalho utilizou-se o tipo de vegetação (vegetação nativa ou plantações de eucalipto) como co-variável para a modelagem da abundância e o horário de amostragem como co-variável para modelagem da probabilidade de detecção. Utilizou-se a versão 2.15.3 do R (R Core Team, 2013).

Para se comparar a densidade das aves foram feitos dois agrupamentos dos dados das diferentes espécies. O primeiro foi composto por todas as aves adotadoras de ovos e o segundo somente por espécies da família Dendrocolaptidae. Estes agrupamentos foram feitos, levando-se em consideração a partilha do recurso (occos) pelas espécies desta guilda de aves, pois a densidade pode não se diferenciar entre as espécies em si, mas entre todo o grupo. O tipo de análise aqui proposto tem como pressuposto que cada espécie tem uma probabilidade de detecção. Porém, neste estudo as aves agrupadas são todas Passeriformes de pequeno porte, de comportamento semelhante (horário principal de vocalização no início e fim do dia) (Sick, 1997) e, portanto, assumidas como tendo probabilidades de detecção semelhantes. Com base nesse agrupamento das espécies procedeu-se também a uma análise somente para espécies de Dendrocolaptidae, pois estas têm comportamento ainda mais similar, como o comportamento de escalada de árvores, tornando a detecção ainda mais semelhante. A análise também foi feita isoladamente para o arapaçu-verde (*Sittasomus griseicapillus*), a única espécie que apresentou número de registros suficientes que permitiram a análise com o gmultmix/R. Para espécies escavadoras não foi possível análise, pois ao contrário das espécies adotadoras, o comportamento difere muito e o número de registros foi baixo para cada espécie.

Para cada agrupamento foram criados cinco modelos, formados pelas co-variáveis de abundância e detecção, além de um modelo para a hipótese nula, na qual não há co-variáveis atuando. Para cada modelo testaram-se os dois tipos de modelo de distribuição

TABELA 1: Espécies de aves, que utilizam ocos em troncos, registradas e número de registros nas áreas de vegetação com eucalipto (C/ euc) e nativa (Nat) do Parque Estadual do Itacolomi (PEI) e da Floresta Estadual do Uaimii (FEU), Minas Gerais. n: número de amostras. * Sensibilidade segundo Stotz *et al.* (1996), B: baixa, M: moderada, A: alta sensibilidade. ** Referências: 1: Sick, 1997; 2: Cockle *et al.*, (2012); 3: Marini *et al.* (2002).

Taxon	PEI		FEU		Comportamento de nidificação	Sens.*	Referên.**
	Nat. (n = 50)	C/ euc. (n = 50)	Nat. (n = 25)	C/ euc. (n = 25)			
Família Trogonidae							
<i>Trogon surrucura</i>	15	18	0	1	Escavador	M	1,2
Família Picidae							
<i>Picumnus cirratus</i>	5	5	2	1	Escavador	B	1
<i>Dryocopus lineatus</i>	1	0	0	0	Escavador	B	1,2
Família Dendrocolaptidae							
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	29	19	8	3	Adotador	M	1, 2
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	6	2	1	0	Adotador	A	1, 3
<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	10	2	2	0	Adotador	A	1
Família Furnariidae							
<i>Xenops rutilans</i>	1	3	0	0	Adotador	M	1, 2
<i>Anabazenops fuscus</i>	4	2	1	1	Adotador	A	1
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	7	8	1	0	Adotador	M	1, 2
Família Tyrannidae							
<i>Myiarchus swainsoni</i>	1	0	0	0	Adotador	B	1, 2
<i>Myiarchus ferrox</i>	2	0	1	3	Adotador	B	1
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0	0	0	2	Adotador	B	1
<i>Myiodynastes maculatus</i>	1	0	0	1	Adotador	B	1, 2
<i>Colonia colonus</i>	1	0	0	0	Adotador	B	1, 2

possíveis, Poisson e Negativa Binomial. Para se selecionar o melhor modelo, utilizou-se o Critério de Informação de Akaike (AIC), no qual o melhor modelo é aquele com menor valor de AIC (Prado, 2010). Só foram aceitos modelos com AIC menores do que aquele obtido para a hipótese nula (modelo sem variáveis atuando). Para se verificar se o melhor modelo se ajusta aos dados apresentados, utilizamos a soma do quadrado dos resíduos (SQR) e qui-quadrado de Pearson (χ^2) (ambos $p > 0,05$; p-valores maiores que 0,05 significam modelos adequados). Depois de verificada a adequação de cada modelo, a densidade de aves por ponto foi estimada para cada uma das áreas dividindo-se a abundância estimada (número de aves por ponto) pela área de amostragem de cada ponto (círculo com raio de 100 m). (Chandler *et al.*, 2011).

RESULTADOS

Riqueza de espécies

Em 170 registros de aves, 14 espécies foram identificadas como utilizadoras de ocos de árvores para nidificação. No PEI foram registradas oito espécies no eucaliptal e treze na vegetação nativa, enquanto na FEU foram registradas sete espécies no eucaliptal e sete espécies na vegetação nativa (Tabela 1). A riqueza total estimada para as áreas de vegetação nativa foi $16,95 \pm 3,78$ (média \pm IC 95%) e para as áreas com eucaliptos foi $11,99 \pm 1,94$ (Fig. 2). Já a riqueza total observada foi de 13 espécies nas áreas nativas e 11 nas áreas com eucalipto. Apenas o pica-pau-de-banda-branca (*Dryocopus lineatus*), o irré (*Myiarchus swainsoni*) e a viuvinha (*Colonia colonus*) não foram registrados nas áreas com eucalipto, sendo registradas raramente somente no PEI. A maria-cavaleira-de-ra-

tal e sete espécies na vegetação nativa (Tabela 1). A riqueza total estimada para as áreas de vegetação nativa foi $16,95 \pm 3,78$ (média \pm IC 95%) e para as áreas com eucaliptos foi $11,99 \pm 1,94$ (Fig. 2). Já a riqueza total observada foi de 13 espécies nas áreas nativas e 11 nas áreas com eucalipto. Apenas o pica-pau-de-banda-branca (*Dryocopus lineatus*), o irré (*Myiarchus swainsoni*) e a viuvinha (*Colonia colonus*) não foram registrados nas áreas com eucalipto, sendo registradas raramente somente no PEI. A maria-cavaleira-de-ra-

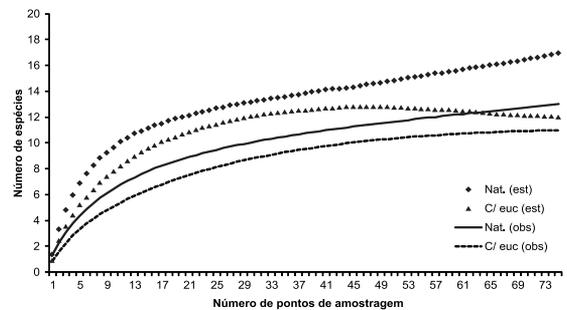


FIGURA 2: Curvas estimadas (est) e observadas (obs) de acúmulo de espécies de aves que nidificam em ocos nas áreas com e sem eucalipto amostradas do Parque Estadual do Itacolomi, MG (PEI) e da Floresta Estadual do Uaimii, MG (FEU). Os valores estimados foram obtidos a partir de 75 amostras por tipo de vegetação em duas campanhas feitas nos 25 pontos estabelecidos no PEI e uma campanha nos 25 pontos do FEU, na qual foi utilizado estimador Jackknife 1.

TABELA 2: Modelos criados a partir das covariáveis “tipo de vegetação” (área com eucalipto e nativa) e “horário de amostragem” para a guilda funcional (espécies adotadoras), para as espécies da família Dendrocolaptidae e para *Sittasomus griseicapillus*, e seus respectivos valores de AIC (Critério de Informação de Akaike). Os modelos foram colocados em ordem crescente de AIC. Δ AIC: diferença de AIC a partir do modelo com menor valor; χ^2 : valor de p para o qui-quadrado; SQR: valor de p para a soma do quadrado dos resíduos.

Modelos	AIC	Δ AIC	χ^2	SQR
Adotadoras				
Tipo de vegetação + horário de amostragem	644.3	0	0.890	0.783
Horário de amostragem	647	2.7		
Tipo de vegetação	655.0	10.7		
Modelo nulo	658.2	13.9		
Família Dendrocolaptidae				
Tipo de vegetação + horário de amostragem	428.4	0	0.802	0.746
Tipo de vegetação	431.2	2.8		
Horário de amostragem	438.3	9.9		
Modelo nulo	441.7	13.3		
<i>Sittasomus griseicapillus</i>				
Tipo de vegetação + horário de amostragem	357.6	0	0.875	0.842
Tipo de vegetação	358.2	0.6		
Horário de amostragem	360.2	2.6		
Modelos nulo	361.1	3.5		

bo-enferrujado (*Myiarchus tyrannulus*) foi registrada somente na vegetação com eucalipto do FEU.

Modelos de abundância e detecção

A distribuição de Poisson foi a que melhor se adequou aos dados, segundo os valores de AIC, para todos os modelos. Dessa maneira utilizamos esta distribuição para avaliar as variáveis que melhor explicam os dados. Tanto as análises para os agrupamentos quanto para *Sittasomus griseicapillus*, tiveram como melhor modelo aquele que teve o “tipo de vegetação” e o “horário de amostragem” como co-variáveis que modelavam a abundância e a probabilidade de detecção, respectivamente (Tabela 2). Os modelos nos quais somente as co-variáveis “tipo de vegetação” e “horário de amostragem” eram utilizados tiveram os valores de AIC menores que o modelo nulo (Tabela 2). Os valores de p para o χ^2 e para SQR foram significativos ($p > 0,05$) para o melhor modelo em todas as análises, demonstrando ser o mesmo um modelo adequado para a descrição da abundância e probabilidade de detecção. A análise feita para *Sittasomus griseicapillus* foi a que teve menor variação de AIC entre os modelos, seguida pela análise do agrupamento somente com a família Dendrocolaptidae.

Densidade de aves

Para todos os agrupamentos houve diferença significativa na densidade entre os dois tipos de vege-

tação. A média de densidade na vegetação nativa foi maior do que nas áreas com eucalipto. Para o agrupamento de indivíduos de espécies adotadoras foram estimados na vegetação com eucalipto $4,84 \pm 0,85$ (média \pm SE) indivíduos/10 hectares e na vegetação nativa $6,76 \pm 1,10$ ind/10 ha ($p = 0,03$). Já para o agrupamento somente com espécies de Dendrocolaptidae foram estimados $3,78 \pm 0,79$ ind/10 ha na vegetação nativa e $1,72 \pm 0,44$ ind/10 ha ($p < 0,01$) na vegetação com eucalipto. Para *Sittasomus griseicapillus* foram estimados $2,04 \pm 0,37$ ind/10 ha na vegetação nativa e $1,16 \pm 0,27$ ind/10 ha ($p = 0,03$) na vegetação com eucalipto (Fig. 3).

DISCUSSÃO

Nosso resultado mostrou pouca diferença no número de espécies entre as áreas com e sem eucalipto. A diferença da riqueza observada foi de apenas duas espécies. Para a riqueza estimada houve maior diferença e, pelo desenho da curva de acumulação, o esforço parece ter sido suficiente para área com eucalipto e insuficiente para área nativa, assim a diferença pode ser maior com novas amostragens. Outras aves que fazem ninhos em cavidades, tanto escavadoras quanto adotadoras, foram identificadas em outros estudos feitos nas reservas (Ribon, 2006), assim a diferença observada pode se aproximar da esperada em futuras amostragens.

O presente trabalho foi realizado em áreas de plantação abandonada de eucalipto, uma espécie de árvore exótica. Trabalhos feitos neste tipo de vegetação

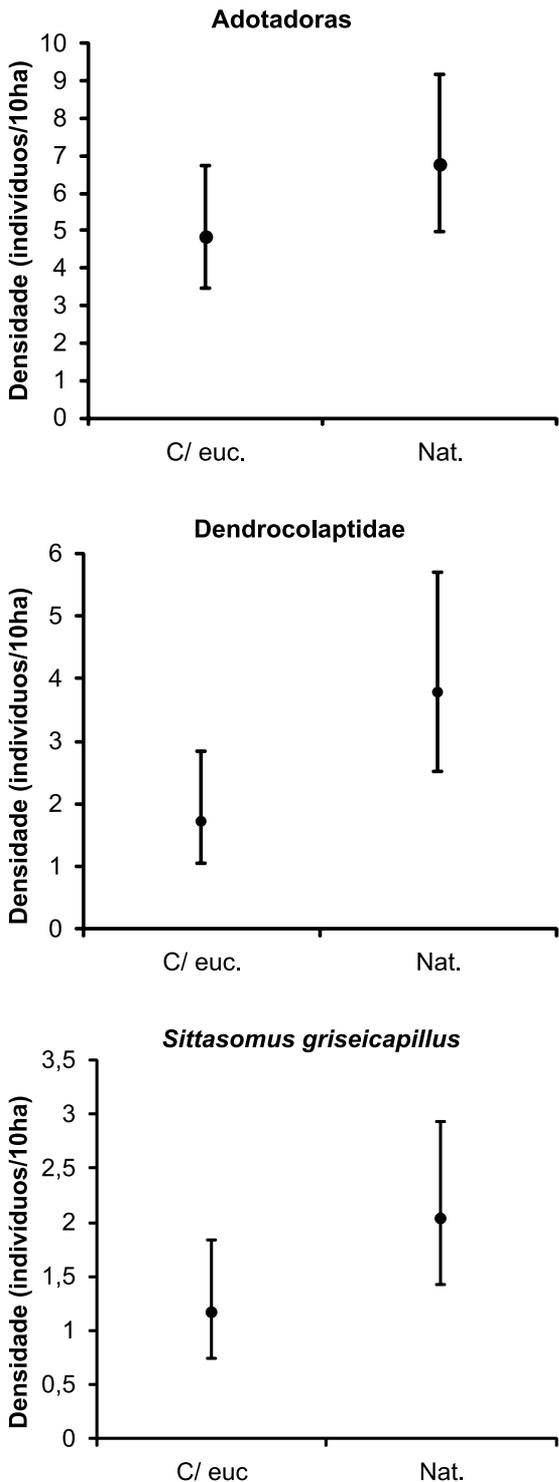


FIGURA 3: Gráfico com a densidade de aves (número de aves por 10 hectares) estimada a partir do pacote *unmarked* no programa R, em áreas com e sem eucalipto, para os dados das espécies adotadoras ($p < 0,05$), das espécies de Dendrocolaptidae ($p < 0,01$) e para *Sittasomus griseicapillus* ($p < 0,05$). Dados obtidos a partir de 75 amostras por tipo de vegetação, sendo duas campanhas feitas nos 25 pontos estabelecidos no Parque Estadual Itacolomi e uma campanha nos 25 pontos da Floresta Estadual do Uaimii.

mostram declínio no número de espécies de aves em relação às áreas próximas de vegetação nativa (Willis, 2003; Gabriel, 2009). Das espécies aqui registradas, apenas *Xiphorhynchus fuscus*, *Lepdocolaptes squamatus*, *Anabazenops fuscus* e *Syndactyla rufosuperciliata* não foram registradas em outros estudos em plantações de eucalipto com sub-bosque desenvolvido (Machado & Lammas, 1996; Gabriel, 2009). No estudo de Barlow *et al.* (2007), na região amazônica, houve o registro de *Myiarchus swainsoni*, *Myiarchus ferox*, *Myiodynastes maculatus* e *Dryocopus lineatus* em áreas de plantação de eucalipto manejadas.

Os principais motivos sugeridos para espécies que nidificam em ocos não estarem ocorrendo nessas plantações são: 1) falta de cavidades, já que as árvores de eucalipto são dominantes e características como a resistência destas árvores aos fungos (Oliveira *et al.*, 2005) podem não levar a formação de ocos adequados, assim a disponibilidade de ocos dependeria de espécies de árvores nativas que surgirem; 2) microhabitats dentro da plantação não seriam adequados para utilização do eucalipto para nidificação, pois características externas às cavidades, como disponibilidade de alimento ou suscetibilidade a predação, podem afetar a escolha de um local para nidificar (Cornelius, 2008; Chase, 2002).

Em um trabalho feito com caixas de ninho em plantação de eucalipto abandonada, poucas caixas foram ocupadas e por somente duas espécies (*Myiarchus ferox*, *Myiarchus swainsoni*) (Tubelis, 1998), o que indica que a presença dos ocos por si só não representa a disponibilidade deste recurso para nidificação. Certas espécies podem variar na estrutura da cavidade que selecionam devido à alteração no ambiente (Cornelius, 2008), porém outras são mais exigentes, um exemplo é o falcão-caburé (*Micrastur ruficollis*), que necessita de cavidades em grandes alturas para nidificar (Thorstrom *et al.*, 1990).

A análise através dos modelos mostrou que a vegetação tem influência sobre a abundância das aves e que o horário de amostragem influencia a probabilidade de detecção. Estes resultados são esperados, pois pressupomos que a densidade de aves diminui pela presença do eucalipto e a detecção de aves tende a diminuir com o avançar das horas do dia (Lynch, 1995). Mesmo assim, o horário de amostragem utilizado não é o apropriado para todas as espécies. Espécies como de Falconiformes e Strigiformes, que também utilizam ocos de árvores para nidificar (Sick, 1997), ocorrem nas áreas de estudo (Ribon, 2006; Claudino, 2013), mas não foram detectados, pois o método aqui empregado subestima ou não é possível detectar essas espécies, devido aos períodos de atividade destas e a

necessidade de outras técnicas, como uso de *playback* (Granzinolli & Motta-Junior, 2010; Zorzini, 2011).

Em todas as análises feitas (aves adotadoras, espécies de Dendrocolaptidae e *Sittasomus griseicapillus*) ocorreu diferença na densidade entre áreas nativas e com eucalipto, o que corrobora nossa hipótese. A diferença na densidade de aves entre vegetação nativa e plantação aumenta quando a análise é feita somente para espécies de Dendrocolaptidae, o que sugere que estas podem estar sendo mais impactadas do que as outras que ocorreram. Talvez espécies de Tyrannidae e Furnariidae não sejam tão impactadas pela presença dos eucaliptos ou tenham maior capacidade de recolonizar o ambiente com o desenvolvimento do sub-bosque.

Características das espécies de aves também são importantes para ocorrência em plantações. Segundo Yamaura *et al.* (2008), aves que nidificam em cavidades de árvores tem pouca afinidade com plantações. Apesar das espécies aqui estimadas necessitarem de ocos em árvores para fazerem ninhos, a sensibilidade às perturbações do ambiente é diferente (Stotz, 1996). Espécies dependentes do interior de florestas ocorrem menos em plantações do que espécies generalistas (Volpato *et al.*, 2010). Certas espécies, como *Myiarchus ferox*, que foi observada em ambos os tipos de vegetação, podem ocorrer em áreas de borda ou capoeiras, não necessitando de árvores altas para nidificar, sendo que os ocos podem estar a poucos metros do chão (Bokermann, 1978). Assim, essas espécies podem não necessitar de um desenvolvimento muito grande da floresta.

Espécies de Dendrocolaptidae são dependentes de ambientes florestais (Stotz, 1996; Volpato *et al.*, 2010). Nosso estudo revelou diferença na densidade das aves desta família entre a vegetação nativa e as plantações. Outros trabalhos em plantações estão de acordo com nosso trabalho ao mostrar declínio na abundância ou número de registros destas aves tanto em áreas manejadas quanto abandonadas (Marsden *et al.*, 2001; Barlow *et al.*, 2007; Volpato *et al.*, 2010). Observações referentes ao uso de diferentes estratos da vegetação (Soares & Anjos, 1999) e do uso de ocos para ninhos a pouca altura do chão (Marini *et al.*, 2002) mostram que pode não ser necessário o surgimento de árvores muito altas para a ocorrência de algumas espécies, porém a menor densidade pode estar ocorrendo em plantações abandonadas pela quantidade de ocos não equivalerem à da vegetação nativa.

A espécie com maior número de registros foi *Sittasomus griseicapillus*, que ocorreu em ambos os tipos de vegetação. Esta espécie tem grande distribuição e habita diversos tipos de florestas (Sick, 1997), sendo registrada em áreas de plantação de eucalipto com

sub-bosque por outros estudos (Machado & Lamas, 1996; Gabriel, 2009). Porém, apesar da capacidade de ocupar diversos ambientes florestais, a densidade nas áreas com eucalipto foi menor do que nas áreas nativas.

Para espécies escavadoras como pica-paus, foram poucos os registros, não só nas áreas de plantação, como na vegetação nativa. Estas espécies são consideradas menos sensíveis que espécies adotadoras, devido à capacidade de escavação (Monterrubio-Rico & Escalante-Pliego, 2006). Em nosso trabalho, poucas espécies desta guilda foram encontradas, porém outros trabalhos mostram a presença de diversas espécies em plantação de eucalipto abandonado (Machado & Lamas, 1996; Willis, 2003).

Nossos resultados mostram que mesmo em regeneração, as floretas plantadas de eucalipto influenciam na riqueza e densidade de aves que utilizam ocos para nidificação, não substituindo completamente as características das florestas nativas. Sendo assim, sua utilização em áreas de conservação deve ser controlada.

RESUMO

Monoculturas de árvores, como as de espécies de eucalipto, têm substituído florestas naturais, impactando a fauna pela perda de habitat e recursos. Diversas espécies de aves necessitam de ocos em árvores para nidificar. A falta de recursos como cavidades formadas pela degradação da árvore ou locais apropriados para serem criadas cavidades leva a diminuição na abundância das populações destas espécies. Este trabalho tem o objetivo de comparar a riqueza e a densidade de aves que nidificam em ocos em áreas de plantação de eucalipto abandonadas com áreas de vegetação nativa em duas unidades de conservação em Minas Gerais. Em cada tipo de vegetação de cada reserva foram estabelecidos 25 pontos, nos quais foi utilizado o método de contagem por remoção para o levantamento das espécies de aves. A riqueza de espécies de aves de cada área foi estimada por Jackknife e a densidade foi estimada através do método de máxima verossimilhança; modelos candidatos que poderiam influenciar a abundância das aves foram avaliados utilizando-se o Critério de Informação Akaike (AIC). Os resultados mostraram que a riqueza de espécies foi maior nas áreas de florestas nativas e que a densidade foi significativamente mais alta nas áreas de florestas nativas, e que o tipo de vegetação e a hora do dia influenciam na abundância e detecção das aves. Esses resultados indicam que as plantações de eucaliptos influenciam negativamente a comunidade de aves que nidificam em ocos, provavelmente por causa da falta de cavidades ou de sub-bosque. Plantações de eucaliptos

normalmente não substituem as florestas nativas e seu uso deve ser controlado em áreas de conservação.

PALAVRAS-CHAVES: Aves que nidificam em cavidades; Plantação de eucalipto; Riqueza; Densidade.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Mestrado em Ecologia de Biomas Tropicais pela oportunidade. À CAPES pela bolsa para os estudos. Ao IEF por permitir e auxiliar a pesquisa nas unidades de conservação. Ao Michael R. Guttery pelo auxílio nas análises dos dados.

REFERÊNCIAS

- AZEVEDO, C.S.; FERRAZ, J.B.; TINOCO, H.P.; YOUNG, R.J. & RODRIGUES, M. 2010. Time-activity budget of greater rheas (*Rhea Americana*, Aves) on a human-disturbed area: the role of habitat, time of the day, season and group size. *Acta Ethologica*, 13: 109-117.
- BARLOW, J.; MESTRE, L.A.M.; GARDNER, T.A. & PERES, C.A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation*, 136(2): 212-231.
- BOKERMANN, W.C.A. 1978. Observações sobre a nidificação de *Myiarchus ferox ferox* (Gmelin, 1789) (Aves, Tyrannidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 38: 565-567.
- BROCKERHOFF, E.G.; JACTEL, H.; PARROTTA, J.A. & FERRAZ, S.F.B. 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management*, 301: 43-50.
- CHANDLER, R.B.; ROYLE, J.A. & KING, D.I. 2011. Inference about density and temporary emigration in unmarked populations. *Ecology*, 92(7): 1429-1435.
- CHASE, M.K. 2002. Nest site selection and nest success in a song sparrow population: the significance of spatial variation. *Condor*, 104: 103-116.
- CLAUDINO, R.M. 2013. *Uso de habitat e densidade populacional de corujas (Aves: Strigiformes) em fragmentos da Floresta Atlântica no Sudeste de Minas Gerais, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG, Brasil.
- COCKLE, K.L.; MARTIN, K. & DREVER, M.C. 2010. Supply of tree-holes limits nest density of cavity-nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. *Biological Conservation*, 143: 2851-2857.
- COCKLE, K.L.; MARTIN, K. & ROBLEDO, G. 2012. Linking fungi, trees, and hole-using birds in a Neotropical tree-cavity network: pathways of cavity production and implications for conservation. *Forest Ecology and Management*, 264: 210-219.
- COCKLE, K.L.; MARTIN, K. & WIEBE, K. 2008. Availability of cavities for nesting birds in the Atlantic forest, Argentina. *Ornitologia Neotropical*, 19(Suppl.): 269-278.
- COLWELL, R.K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 8.2.0. Disponível em <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 29/01/2013.
- COLWELL, R.K. & CODDINGTON, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B Biological Sciences*, 345: 101-118.
- CORNELIUS, C. 2008. Spatial variation in nest-site selection by a secondary cavity-nesting bird in a human-altered landscape. *Condor*, 110: 615-626.
- CORNELIUS, C.; COCKLE, K.; POLITI, N.; BERKUNSKI, I.; SANDOVAL, L.; OJEDA, V.; RIVERA, L.; HUNTER JR., M. & MARTIN, K. 2008. Cavity-nesting birds in Neotropical forest: cavities as potentially limiting resource. *Ornitologia Neotropical*, 19: 273-268.
- FARNSWORTH, G.L.; POLLOCK, K.H.; NICHOLS, J.D.; SIMONS, T.R.; HINES, J.E. & SAUER, J.R. 2002. A removal model for estimating detection probabilities from point-count surveys. *Auk*, 119: 414-425.
- FISKE, I.J. & CHANDLER, R.B. 2011. Unmarked: an R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43: 1-23.
- GABRIEL, V.A. 2009. *Comunidade de aves em um mosaico de Eucalyptus em Rio Claro, São Paulo*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, Brasil.
- GONTIJO, B.M. 2008. Uma geografia para a Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade*, 4: 7-15.
- GRANZINOLLI, M.A.M. & MOTTA-JUNIOR, J.C. 2010. Aves de rapina: levantamento, seleção de habitat e dieta. In: Von Matter, S.; Straube, F.C.; Accordi, I.; Piacentini, V. & Cândido-Junior, J.F. (Eds.). *Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Rio de Janeiro, Technical Books Editora. p. 169-187
- HAWES, J.; BARLOW, J.; GARDNER, T.A. & PERES, C.A. 2008. The value of forest strips for understory birds in an Amazonian plantation landscape. *Biological Conservation*, 141: 2262-2278.
- IEF – INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. 2007. *Plano de Manejo da Floresta Estadual do Uaimii*. Instituto Estadual de Florestas, Minas Gerais, Brasil.
- IEF – INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. 2010. *Plano de Manejo da Floresta Estadual do Uaimii*. Instituto Estadual de Florestas, Minas Gerais, Brasil.
- JACKSON, J.A. & JACKSON, B.J.S. 2004. Ecological relationships between fungi and woodpecker cavity sites. *Condor*, 106: 37-49.
- LANDRES, P.B. 1983. Use of the guild concept in environmental impact assessment. *Environmental Management*, 7: 393-398.
- LANE, V.R.; MILLER, K.V.; CASTLEBERRY, S.B.; COOPER, R.J.; MILLER, D.A.; WIGLEY, T.B.; MARSH, G.M. & MIHALCO, R.L. 2011. Bird community responses to a gradient of site preparation intensities in pine plantations in the Coastal Plain of North Carolina. *Forest Ecology and Management*, 262: 1668-1678.
- LINDENMAYER, D.B.; CUNNINGHAM, R.B. & DONNELLY, C.F. 1997. Decay and collapse of trees with hollows in eastern Australian forests: impacts on arboreal marsupials. *Ecological Applications*, 7(2): 625-641.
- LINDENMAYER, D.B.; CUNNINGHAM, R.B.; DONNELLY, C.F.; TANTON, M.T. & NIX, H.A. 1993. The abundance and development of cavities in *Eucalyptus* trees: a case study in the montane forests of Victoria, southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 60: 77-104.
- LINDENMAYER, D.B.; HOBBS, R.J. & SALT, D. 2003. Plantation forest & biodiversity conservation. *Australian Forest*, 66(1): 62-66.
- LITTLE, C.; LARA, A.; MCPHEE, J. & URRUTIA, R. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology*, 374: 162-170.
- LYNCH, J.F. 1995. Effects of point count duration, time-of-day, and aural stimuli on detectability of migratory and resident bird species in Quintana Roo, Mexico. In: Ralph, C.; Sauer J.R. & Droege, S. (Eds.). *Monitoring bird populations by point*

- counts. Albany, Cal., Pacific Southwest Research Station, Forest Service, Department of Agriculture. p. 1-6.
- MACHADO, R.B. & LAMAS, I.R. 1996. Avifauna associada a um reflorestamento de eucalipto no município de Antônio Dias, Minas Gerais. *Ararajuba*, 4(1): 15-22.
- MARINI, M.A.; LOPES, L.E.; FERNANDES, A.M. & SEBAIO, F. 2002. Descrição de um ninho de *Lepidocolaptes fuscus* (Dendrocolaptidae) do nordeste de Minas Gerais, com dados sobre sua dieta e perilose dos ninhos. *Ararajuba*, 10: 95-98.
- MARSDEN, S.J.; WHIFFIN, M. & GALETTI, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantation around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity Conservation*, 10: 737-751.
- MARTIN, K. & EADIE, J.M. 1999. Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*, 115: 243-257.
- MESSIAS, M.C.T.B. & SOUSA, H.C. 2006. *Avaliação ecológica rápida do Plano de Manejo do Parque Estadual do Itacolomi – Estudo da Flora*. Ouro Preto, MG., Universidade Federal de Ouro Preto. [Relatório não publicado].
- MONTECUBIO-RICO, T.C. & ESCALANTE-PLIEGO, P. 2006. Richness, distribution and conservation status of cavity nesting birds in Mexico. *Biological Conservation*, 128: 67-78.
- NAJERA, A. & SIMONETTI, J.A. 2009. Enhancing avifauna in commercial plantations. *Conservation Biology*, 24(1): 319-324.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, 32: 793-810.
- OLIVEIRA, J.T.; TOMASELLO, M. & SILVA, J.C. 2005. Resistência natural da madeira de sete espécies de eucalipto ao apodrecimento. *Revista Árvore*, 29: 993-998.
- PEDREIRA, G. & DE SOUSA, H.C. 2011. Comunidade arbórea de uma mancha florestal permanentemente alagada e de sua vegetação adjacente em Ouro Preto, MG, Brasil. *Ciências Florestais*, 21: 663-675.
- PRADO, P.I.K.L. 2010. Distribuições de abundâncias de espécies: avanços analíticos para entender um padrão básico em ecologia. *Ciências Ambientais*, 39: 121-136.
- PROENÇA, V.M.; PEREIRA, H.M.; GUILHERME, J. & VICENTE, L. 2010. Plant and bird diversity in natural Forest and in native and exotic plantations in NW Portugal. *Acta Oecologica*, 36: 219-226.
- R CORE TEAM. 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: www.R-project.org. Acessado em: 13/03/2013.
- RALPH, C.; SAUER, J.R. & DROEGE, S. 1995. *Monitoring bird populations by point counts*. Albany, Cal., Pacific Southwest Research Station, Forest Service, Department of Agriculture.
- RIBON, 2006. Plano de Manejo do Parque Estadual do Itacolomi: Relatório Final – Avifauna. Ouro Preto, MG., Universidade Federal de Ouro Preto. [Relatório não publicado]
- RUSCHI, A. 1976. O Eucalipto e a Ecologia. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, Santa Teresa, Espírito Santo, (Número Especial comemorativo do XXX aniversário de sua fundação): 1-215.
- RYAN, T.J.; PHILIPPI, T.; LEIDEN, Y.A.; DORCAS, M.E.; WIGLEY, T.B. & GIBBONS, J.W. 2002. Monitoring herpetofauna in a managed forest landscape: effects of habitat types and census techniques. *Forest Ecology and Management*, 167: 83-90.
- SEKERCIOGLU, C.H. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, 153: 153-161.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro, Nova Fronteira.
- SILVA, M.R.B. 2012. *Efeitos de diferentes matrizes no risco de predação e na movimentação de uma ave florestal*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo. São Paulo.
- SOARES, E.S. & ANJOS, L. 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de troncos e galhos na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. *Ornitologia Neotropical*, 10: 61-68.
- STALLINGS, J.R. 1991. The importance of understory on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. *Revista Brasileira de Zoologia*, 7: 267-276.
- STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.M.; PARKER, T.A. & MOSKOVITS, D.K. 1996. Neotropical birds, ecology and conservation. Chicago, The University of Chicago Press.
- THORSTROM, R.K.; TURLEY, C.W.; RAMIREZ, F.G. & GILROY, B.A. 1990. Description of nests, eggs, and young of the barred forest-falcon (*Micrastur ruficollis*) and of the collared forest-falcon (*Micrastur semitorquatus*). *Condor*, 92: 237-239.
- TUBELIS, D.P. 1998. Biologia reprodutiva de duas espécies de *Myiarchus* (Tyrannidae) utilizando caixas de nidificação instaladas em uma mata secundária. *Ararajuba*, 6: 46-50.
- UMETSU, F. & PARDINI, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats-evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology*, 22: 517-530.
- VILLARD, M.A. & HACHÉ, S. 2012. Conifer plantations consistently act as barriers to movement in a deciduous forest songbird: A translocation experiment. *Biological Conservation*, 155: 33-37.
- VOLPATO, G.H.; PRADO, V.M. & ANJOS, L. 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 260: 1156-1163.
- WEBB, J.K. & SHINE, R. 1997. Out on a limb: conservation implications of tree-hollow use by threatened snake species (*Hoplocephalus bungaroides*: Serpentes, Elapidae). *Biological Conservation*, 81: 21-33.
- WHITFORD, K.R. 2002. Hollows in jarrah (*Eucalyptus marginata*) and marri (*Corymbia calophylla*) trees I. Hollow sizes tree attributes and ages. *Forest Ecology and Management*, 160: 201-214.
- WILLIS, E.O. 2002. Birds at *Eucalyptus* and other flowers in Southern Brazil: a review. *Ararajuba*, 10(1): 43-66.
- WILLIS, E.O. 2003. Birds of a eucalyptus woodlot in interior São Paulo. *Brazilian Journal of Biology*, 63(1): 141-158.
- YAMAURA, Y.; AMANO, T. & KATO, K. 2008. Ecological traits determine the affinity of birds to a larch plantation matrix, in montane Nagano, central Japan. *Ecological Research*, 23: 317-327.
- ZORZIN, G. 2011. *Os efeitos da fragmentação da Mata Atlântica sobre a riqueza e abundância de Accipitriformes e Falconiformes na zona da mata de Minas Gerais*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- ZURITA, G.A.; REY, N.; VARELA, D.M.; VILLAGRA, M. & BELLOCO, M.I. 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecology and Management*, 235: 164-173.

Aceito em: 05/10/2014
 Impresso em: 31/03/2015



Publicado com o apoio financeiro do Programa de Apoio às Publicações Científicas Periódicas da USP