

EFEITOS DIRETOS E INDIRETOS DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE AS REDES DE NIDIFICAÇÃO

Hugo de Siqueira Pereira¹, Érica Hasui¹, Gregório dos Reis Menezes¹, & Eric Batista Ferreira²

¹Universidade Federal de Alfenas-MG, Depto de Biologia, Rua Gabriel Monteiro, 700, Cep. 37130-000 Alfenas-MG, Brasil. *E-mail*: hugodsp@yahoo.com.br

²Universidade Federal de Alfenas-MG, Depto de Ciências Exatas, Rua Gabriel Monteiro, 700, Cep. 37130-000 Alfenas-MG, Brasil.

Abstract. – **Direct and indirect effects of fragmentation on nest web.** – The understanding of factors that influence or maintain community structure is essential for biodiversity conservation. There is an increasing interest in fragmentation effects in community structure due to the interference in species interaction, habitat structure, and ecosystem processes. In this study, we evaluated the potential of three hypothesis on the relationship of patch size of the web of cavity nests using “structural equation modeling.” From 2007 to 2008 birds nesting in cavities were sampled and the density of snags and cavity nests of nine Atlantic forest remnants were measured. The path analysis supported the hypothesis that patch size affected the secondary cavity nesters (*Dendrocolaptidae*) directly and indirectly. The indirect effect is mediated through changes in cavity availability. Contrary to the expectations, there was no significant relationship between primary cavity nesters (*Picidae*) and secondary nesters through the cavity nest. These results highlight the interference of patch size on web nest mainly of secondary cavity nesters that were more vulnerable in fragmented landscape.

Resumo. – A compreensão dos fatores que influenciam ou mantêm a estrutura da comunidade possui grande aplicação na conservação da biodiversidade. Existem cada vez mais evidências de que a fragmentação tem um forte efeito sobre a estrutura das comunidades pela interferência nas relações entre as espécies, na estrutura do habitat e nos processos ecológicos. Nós avaliamos três hipóteses sobre a relação causal do tamanho do fragmento na estrutura da comunidade de aves que nidificam em cavidades, a partir da “modelagem de equação estrutural”. De 2007 a 2008, nós amostramos as aves que nidificam em cavidades e medimos a densidade de árvores mortas em pé e cavidades feitas por aves em nove remanescentes florestais de Mata Atlântica. A análise de caminhos confirmou a hipótese de que o tamanho do fragmento tem efeito direto e indireto sobre as espécies adotadoras (*Dendrocolaptidae*). O efeito indireto ocorreu através de mudanças na disponibilidade de cavidades. Contrário às expectativas, não foi constatado um efeito indireto significativo das aves escavadoras (*Picidae*) sobre as adotadoras, através da densidade de cavidades. Esses resultados ressaltam a interferência do tamanho do fragmento sobre a rede de nidificação, principalmente sobre as espécies adotadoras, que são mais vulneráveis em paisagem fragmentada. *Aceito em 29 de Julho 2009.*

Key words: Atlantic forest, cavity nest, landscape structure, nest site, path analysis, web nest.

INTRODUÇÃO

As espécies que nidificam em cavidades de árvores, representam uma comunidade que mantém relação a partir da criação dessas e

pela competição por locais de nidificação. Dentre essas espécies os picídeos (escavadores) formam um grupo de aves capazes de criar cavidades para nidificar e se abrigar, num segundo grupo figuram os dendrocolaptídeos

(adotadores), que precisam de cavidades, mas não são capazes de criá-las. Esses utilizam as cavidades criadas pelas espécies escavadoras ou cavidades que ocorrem naturalmente. Um terceiro grupo é composto por espécies pouco escavadoras de cavidades (weak cavity excavators), que usam cavidades criadas por outras aves, mas eventualmente, podem fazer suas próprias cavidades (Martin *et al.* 2004).

Existe uma organização hierárquica com forte interdependência entre os membros desta comunidade, sendo estruturada na forma de rede de nidificação (nest web), semelhante à cadeia alimentar. Ambas se caracterizam pela presença de um recurso, pela hierarquia entre os usuários ou consumidores, e pela forte ligação entre os membros da comunidade. Porém, o grau de interdependência varia entre as espécies de acordo com sua classificação na comunidade (Martin & Eadie 1999).

Em biomas temperados Martin & Eadie (1999) constataram que a disponibilidade de troncos de árvores mortas em pé é muito importante para as espécies dessa comunidade, pois é um elemento que ocorre naturalmente em ambientes florestais bem conservados. Assim, essas espécies são sensíveis à remoção de troncos de árvores velhas e mortas, pois são dependentes desse recurso. No entanto em florestas tropicais a densidade de árvores mortas em pé é baixa em relação a florestas temperadas. Isto se deve a algumas características que ocorrem nessas florestas como: poucas espécies de árvores mantêm seus troncos em pé depois de morrer, baixa mortalidade das árvores, prevalência na mortalidade das árvores que não ficam em pé e uma rápida decomposição de árvores mortas que ficam em pé (Gibbs *et al.* 1993).

As cavidades criadas podem permanecer nas paisagens por alguns anos ou por décadas mantendo o recurso disponível para nidificação, tanto para as adotadoras como para as escavadoras que eventualmente, podem reuti-

lizar as cavidades existentes (Aitken *et al.* 2002, Wiebe *et al.* 2006). Porém, a distribuição e a disponibilidade de cavidades podem variar ao longo do espaço e do tempo em resposta a mudanças nas florestas advindas de distúrbios antrópicos como o fogo, o corte seletivo e as perturbações causadas pela entrada do gado (Cornelius *et al.* 2008). Vários trabalhos têm comprovado que estes distúrbios são facilitados ou intensificados com a fragmentação (Laurence 2002).

No entanto, a fragmentação não atinge a rede de nidificação apenas através de modificações na disponibilidade de cavidades. Ela também promove a redução e isolamento de áreas propícias à sobrevivência das populações, levando principalmente a extinções estocásticas. Neste caso, quanto menor o tamanho e/ou maior o isolamento da população, maiores serão probabilidades de extinções (MacArthur & Wilson 1967). Muitos autores verificaram a redução de espécies de diferentes guildas em paisagens fragmentadas neotropicais e ressaltaram que o tamanho, o isolamento e a degradação ambiental foram provavelmente os responsáveis pela ausência de várias dessas espécies (Soares & Anjos 1999, Aleixo & Vielliard 1995, Willis 1979, Ribon *et al.* 2003, Christensen & Pitter 1997, Monterrubio & Escalante 2006).

Estudos sobre sistemas de interações em comunidades são muito importantes, pois podem auxiliar na identificação da estrutura das comunidades, de espécies chaves e facilitar na identificação de padrões nas comunidades ecológicas (Blanc & Walters 2007). Nesse sentido, as espécies escavadoras, como os pica-paus (Picidae), desempenham um importante papel na estrutura da comunidade ao manter um grande número de interações com espécies adotadoras de cavidades (Guix *et al.* 1999) tendo efeitos significativos em suas abundâncias. O declínio ou desaparecimento das espécies escavadoras levam à redução na diversidade de espécies ou provo-

cam significativas mudanças na estrutura e dinâmica da comunidade, sendo consideradas assim como espécies chaves (Carignan & Villard 2002).

Esse tipo de estrutura da comunidade é pouco conhecido em florestas tropicais da América do Sul (Cornelius *et al.* 2008), embora esse continente possua um dos maiores índices de riqueza de espécies. Assim, o objetivo deste trabalho foi estudar os efeitos diretos e/ou indiretos do tamanho dos fragmentos sobre as guildas dessa comunidade, além de descrever como a rede de nidificação é afetada com a fragmentação.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo. Os fragmentos distribuem-se em um raio de 30 km da cidade de Alfenas, Sul de Minas Gerais (21°25'48,03"S, 45°56'51,76"O). A região encontra-se dentro dos domínios da Mata Atlântica Estacional Semidecidual. Os fragmentos apresentam baixa similaridade florística, clima tropical moderado úmido, com altitude média de 880 m, temperatura anual em torno de 23°C e precipitação média anual de 1513 mm (Costa 1998). A paisagem encontra-se em estado de grande fragmentação com 4% de cobertura vegetal nativa, sendo a matriz composta principalmente por plantações de café, de cana e pasto (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2009).

Uma análise preliminar da paisagem foi feita através de imagens de satélite (CBERS), com resolução de 20 m utilizando o programa ArcGIS 9.2TM. A classificação da imagem foi feita para identificação dos fragmentos florestais em estágio avançado de sucessão. Posteriormente, foram calculados o tamanho e grau de isolamento dos fragmentos com o uso do Fragstats (Mcgarigal *et al.* 2002), sendo selecionados nove fragmentos ao longo de um gradiente crescente de tamanho, com uma amplitude de 4,9 a 105,9 ha e média de 44,37

± 33,53 ha (Fig. 1). Para o cálculo do grau de isolamento foi considerada a menor distância entre o fragmento amostrado e o fragmento vizinho mais próximo ("Euclidean Nearest-Neighbor Distance", Mcgarigal *et al.* 2002).

Riqueza e abundância de aves. Neste trabalho foram utilizados dois métodos de amostragem das aves. Um foi o método de transectos lineares, esse método é geralmente usado para se estimar a densidade de populações de animais (Sutherland 1997), porém aqui foi utilizado para avaliar a riqueza de espécies das aves das famílias Picidae e Dendrocolaptidae, por aumentar as chances de registro de espécies de baixa abundância. Para isso, foi demarcado um transecto no interior de cada fragmento, distantes 100 m da borda. Os transectos variavam em distância de acordo com o tamanho do fragmento, tendo o maior com 600 m e o menor com 250 m de distância. Cada transecto foi percorrido quatro vezes (duas a cada semestre do ano de 2008) durante duas horas, independente do comprimento do transecto. As espécies de Dendrocolaptidae e Picidae foram identificadas por visualização ou vocalização, estando a uma distância máxima de 100 m e foram colocadas nas guildas de espécies escavadoras e adotadoras respectivamente.

O método de Ponto Fixo foi utilizado para a coleta de dados de abundância das aves (Develey 2003). Nesse caso, em cada fragmento foram marcados três pontos no interior da mata (distante de 50 à 100 m da borda), sendo esses dispostos aleatoriamente e com distância mínima de 100 m entre eles, para garantir a independência entre os registros de um mesmo fragmento. Foi pré-definido um tempo de dez minutos de amostragem, sendo que cada fragmento foi amostrado quatro vezes, duas vezes na estação chuvosa e outras duas na estação seca (entre 2007 e 2008), todas realizadas entre 07:00 e 09:00 h.

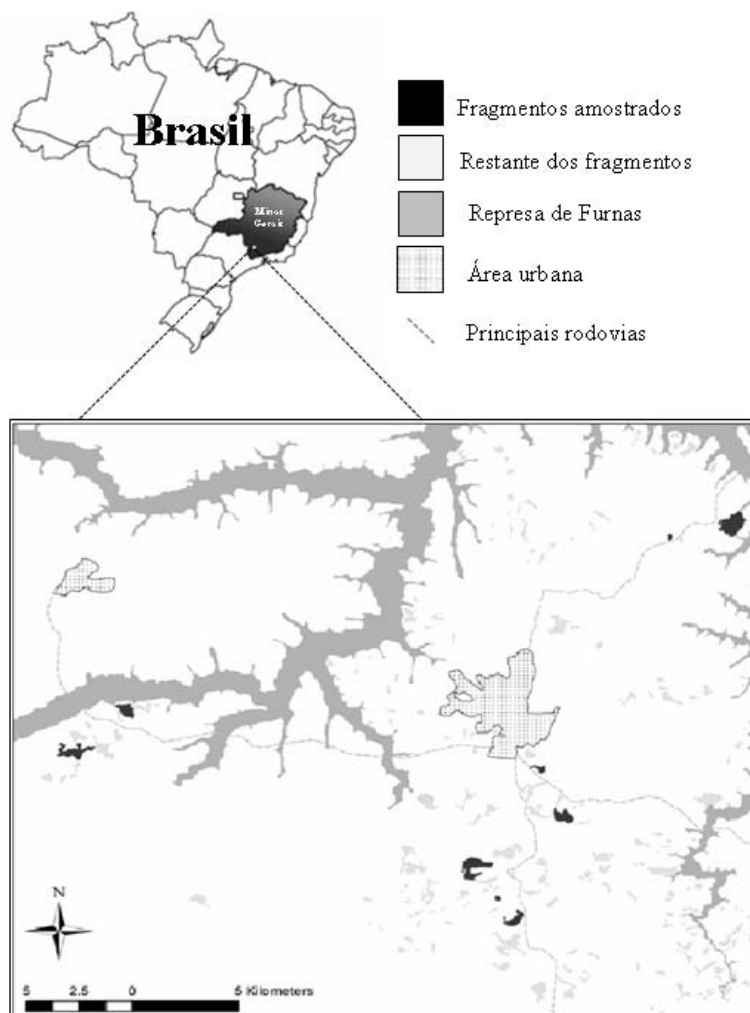


FIG 1. Paisagem de estudo com os fragmentos amostrados em preto. O restante dos fragmentos da paisagem estão em cinza. O perímetro urbano das cidades de Alfenas e Areado estão em pontilhados.

Quantificação de recursos. Os dois principais recursos para as espécies que nidificam em cavidades são os troncos de árvores mortas, onde podem ser feitas as cavidades, e as cavidades, que são utilizadas para fazer os ninhos. Assim os troncos de árvores mortas e as cavidades feitas por aves foram quantificados pelo método de parcelas aleatórias (Duringan 2006). Foram demarcadas 5 parcelas (25 x 20

m) por fragmento, totalizando uma área de 500 m² por parcela. As parcelas foram dispostas ao longo de um transecto no interior de cada fragmento, distantes 100 m da borda. Os troncos de árvores mortas foram contados a partir de um DAP (diâmetro à altura do peito) de 12 cm. Esse limite mínimo de DAP foi estabelecido em função do menor diâmetro onde foi encontrada uma cavidade. As ca-

vidades feitas por aves não dependem apenas da ocorrência de árvores totalmente mortas, podendo ocorrer também em galhos mortos de árvores vivas (Martin *et al.* 2004). Portanto, para se estimar a densidade de cavidades feitas por aves, foram contadas todas as cavidades independentemente do estado de vida das árvores.

A densidade de árvores mortas e de cavidades foi estimada pela média da densidade das parcelas dos fragmentos. Para cálculo da densidade nas parcelas foi utilizada a fórmula de densidade absoluta:

$D_{a_i} = N_i/A \cdot 1000 \text{ m}^2$, onde: D_{a_i} = é a densidade absoluta de troncos ou de cavidades; N_i = número de troncos ou de cavidades; A = área amostrada (m^2).

Análise dos dados. As hipóteses de relações causais entre os grupos de aves e as variáveis ambientais foram testadas através da análise de caminhos ou “Path Analysis”. Essa análise foi proposta pelo geneticista Sewall Wright (Wright 1921) e é um tipo de regressão múltipla que permite identificar as relações lineares diretas e indiretas entre as variáveis. Além de poder ser encarada como um tipo de regressão múltipla que se concentra na relação causal, a *path analysis* pode ser vista como um caso particular da Modelagem de Equações Estruturais (MEE) – em que apenas indicadores individuais são empregados para cada variável no modelo causal (Heise 1975). Essas relações são inicialmente baseadas em um modelo que representa uma hipótese da possível relação entre as variáveis, onde uma variável tem efeito causal sobre a outra, sendo expressas em um diagrama de caminhos (Fig. 2; Iriondo *et al.* 2003). O intuito nessa análise não é quantificar ou prever a relação existente entre variáveis dependentes e independentes, mas testar um modelo que explique essa relação (Shipley 1997). A mensuração das relações entre as variáveis é realizada através do coeficiente de análise de caminhos, obtidos

por meio das equações de regressões. Descartando os modelos não significativos, os caminhos com maiores coeficientes apresentam os maiores efeitos causais. Para o teste geral do modelo é feito o teste de qui-quadrado de razão de verossimilhanças ou teste de deviance. Um resultado não significativo nesse teste indica um modelo adequado, ou seja, que não há indícios para se rejeitar a hipótese nula de que o modelo proposto é adequado, ou ainda que a matriz de covariância esperada não difere estatisticamente da matriz de covariância observada. Além disso, a avaliação da qualidade do modelo pode ser observada também pelo índice de qualidade de ajuste de “Jöreskog-Sörbom Good Fit Index” (GFI). As hipóteses consideradas válidas são aquelas com valores acima de 0,9 (Iriondo *et al.* 2003).

Neste trabalho foram testadas três hipóteses, envolvendo as relações causais diretas da área dos fragmentos sobre as espécies que nidificam em cavidade e indiretas, através do efeito sobre a disponibilidade de árvores mortas em pé e de cavidades. São previstos os efeitos diretos sobre as espécies em função da teoria de biogeografia de ilhas e da dinâmica de metapopulações (MacArthur & Wilson 1967, Harrison *et al.* 1988). Os efeitos indiretos podem ser decorrentes da facilitação ou intensificação das perturbações antrópicas com a redução no tamanho do fragmento (Cornelius *et al.* 2008).

I. Relações com a riqueza de espécies por guilda (Fig. 2). Nesta hipótese é esperado que a área dos fragmentos afete a disponibilidade de árvores mortas em pé, e que, por consequência, influencie na riqueza de espécies dos escavadores (picídeos) pela sua dependência desse recurso (Cornelius *et al.* 2008). Espera-se ainda que a riqueza dos escavadores esteja positivamente relacionada com a densidade de cavidades e, por consequência, afete a riqueza de espécies dos adotadores de cavidades (Dendrocolaptidae). Na análise de caminhos

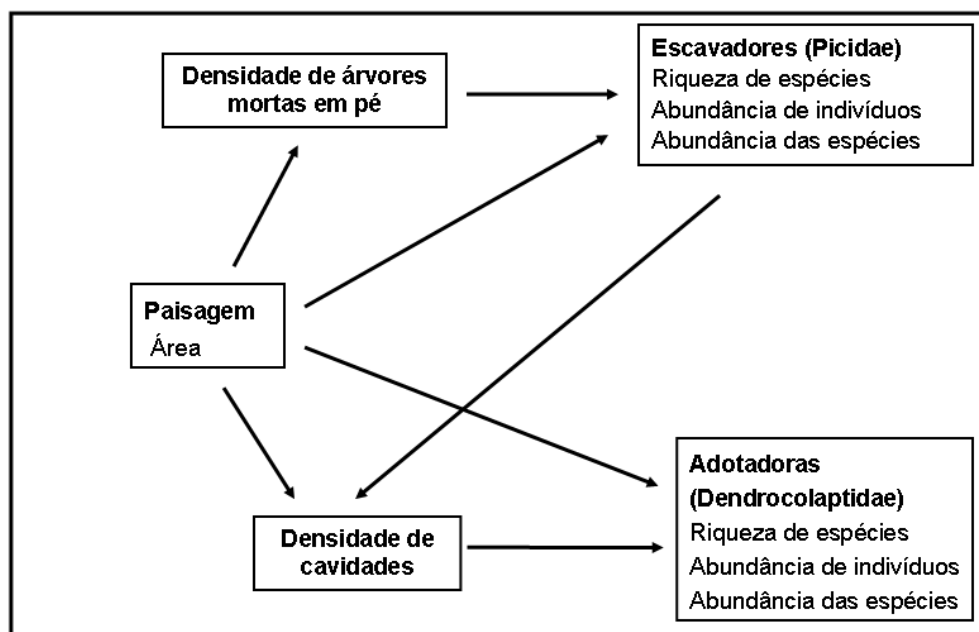


FIG. 2. Diagrama representando as relações hipotéticas entre os parâmetros de paisagem, o recurso disponível e os grupos de aves. As setas (coeficiente de análise de caminhos) indicam as trajetórias de associações hipotéticas causais.

foram também propostas trajetórias alternativas de Martin & Eadi (1999).

II. Relações com a abundância dos indivíduos por guilda (Fig. 2). A hipótese é similar a da riqueza de espécies por guilda, porém com o efeito da área sobre a abundância total dos indivíduos por guilda.

III. Relações ao nível de espécies (Fig. 2). Para essa hipótese foram selecionadas previamente espécies com correlações significativas com as variáveis independentes (Ranking de Correlação de Spearman; $P < 0,05$). A hipótese com as espécies selecionadas é semelhante a da riqueza de espécies, porém, com efeito sobre a abundância das espécies. Essa hipótese é plausível porque algumas espécies podem ter exigências específicas por um tipo de cavidade construído por uma determinada espécie (Cornelius *et al.* 2008), assim a densidade de um tipo de cavidade tem um

efeito maior em sua abundância do que na abundância dos outros membros da comunidade.

RESULTADOS

Riqueza de espécies. Através do método de transecto linear foram identificadas dez espécies integrantes da rede de nidificação, sendo seis espécies escavadoras e quatro adotadoras (Tabela 1). A riqueza e composição de espécies variaram entre os fragmentos. Das escavadoras, a mais frequente nas amostragens por ponto fixo foi *Picumnus cirratus*, enquanto *Xipborhynchus fuscus* prevaleceu entre as adotadoras.

Quantificação de recursos. No geral a disponibilidade de recursos foi baixa nos fragmentos, apresentando uma densidade média de

TABELA 1. Número de contatos das espécies escavadoras (Picidae) e adotadoras (Dendrocolaptidae) nos fragmentos amostrados através do ponto fixo. Os * indicam as espécies registradas nos fragmentos através da amostragem por transecto linear.

Espécies	Guilda	Fragmentos (área ha)								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
		4,90	6,04	14,10	37,62	42,83	46,01	65,25	85,48	104,81
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	adotador	-	-	-	*	1	-	*	*	*
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	adotador	-	1	-	2*	2*	*	1*	1*	2
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	adotador	-	-	-	-	*	-	*	-	-
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	adotador	-	-	3*	1*	-	3*	*	1*	1*
<i>Campephilus robustus</i>	escavador	-	*	*	*	*	*	-	*	-
<i>Ceelus flavescens</i>	escavador	-	-	-	*	-	-	-	-	1
<i>Dryocopus lineatus</i>	escavador	-	-	1	-	-	-	-	-	2
<i>Melanerpes candidus</i>	escavador	-	-	-	-	-	-	-	*	-
<i>Picumnus cirratus</i>	escavador	4*	3*	*	1*	2*	*	2*	*	2*
<i>Veniliornis passerinus</i>	escavador	-	-	*	-	-	-	-	*	-
<i>Veniliornis spilogaster</i>	escavador	-	-	-	-	*	*	-	-	*

0,032 ± 0,019 troncos por hectare e 0,013 ± 0,013 cavidades por hectare. A maioria das cavidades registradas não foi encontrada em árvores totalmente mortas, mas em partes mortas de árvores vivas, como galhos secos que não caíram das árvores.

Relações causais a nível de guilda. Nesta hipótese foram avaliados os efeitos causais da fragmentação na rede de nidificação envolvendo a riqueza de espécies de cada guilda. O modelo testado foi consistente (Fig. 3; $\chi^2 = 1,93$; $df = 3$; $P = 0,58$; $GFI = 0,90$) e demonstrou um efeito significativo da área do fragmento sobre a disponibilidade recursos (densidade de troncos e de cavidades) e sobre a riqueza de espécies adotadoras (Dendrocolaptidae) (Coeficientes de análise > 0,68 e $P < 0,05$). Para as espécies escavadoras (Picidae), o efeito da área foi fraco e ocorreu principalmente de maneira indireta através de sua influência sobre a densidade de troncos (Tabela 2). Não foi observada uma relação significativa indireta entre as espécies escavadoras e adotadoras por meio da densidade de cavidades.

A segunda hipótese envolvendo o número de indivíduos por guilda foi rejeitada pela falta de significância ($\chi^2 = 20,86$; $df = 3$; $P = 0,00$; $GFI = 0,74$).

Relações a nível de espécie. Apenas *Picumnus cirratus* e *Xiphorhynchus fuscus* foram selecionados para testar essa terceira hipótese por apresentarem correlações significativas com as variáveis de área e/ou disponibilidade de recursos (Ranking de correlação de Spearman, $P < 0,05$). O modelo gerado foi pouco consistente, mas não pode ser rejeitado (Fig. 4; $\chi^2 = 3,40$; $df = 3$; $P = 0,33$; $GFI = 0,83$). Neste caso, a área do fragmento também afetou diretamente a disponibilidade de recursos (densidade de troncos e cavidades) e de maneira indireta a abundância de *Xiphorhynchus fuscus* através da relação significativa com a densidade de cavidades (Tabela 2). Apesar do pequeno efeito, *Picumnus cirratus* sofreu um efeito indireto da área através da densidade de troncos. O efeito indireto dos escavadores sobre os adotadores foi um pouco melhor neste modelo em função da alta relação de *Xiphorhynchus fuscus* com a densidade de cavidades.

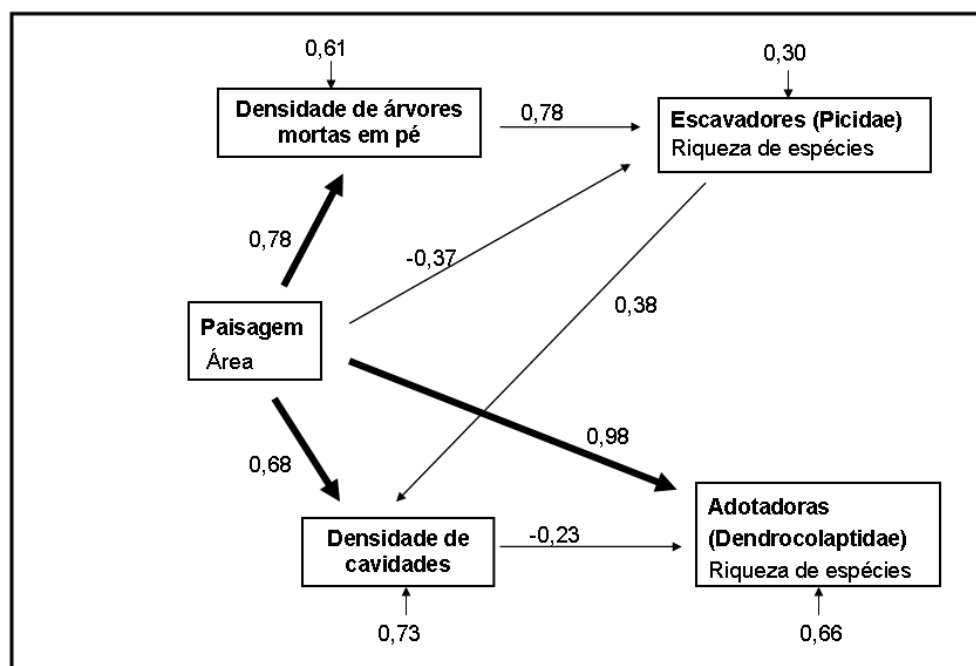


FIG 3. Diagrama representando os efeitos diretos e indiretos da fragmentação sobre a rede de nidificação mensurada através dos coeficientes padronizados da análise de caminhos. As setas mais grossas indicam efeitos causais significativos ($p = 0,05$) e as mais finas não significativos. O diagrama mostra que o tamanho dos fragmentos interfere significativamente sobre a rede através da disponibilidade de recursos (troncos e cavidades) e na riqueza de espécies de adotadoras.

DISCUSSÃO

Em ambos os níveis de análise, por guilda e por espécies, os efeitos diretos e indiretos da fragmentação sobre a estrutura da rede de nidificação foram confirmados. Os modelos ressaltaram o intenso efeito do tamanho dos fragmentos na disponibilidade de recursos (densidade de troncos e cavidades). Isto, por sua vez, afetou indiretamente as adotadoras (*Dendrocolaptidae*) ao nível de espécies. O efeito direto do tamanho dos fragmentos sobre as guildas também foi constatado, mas apenas para as adotadoras, demonstrando sua maior sensibilidade à fragmentação. Contrário às expectativas, nenhuma das análises revelou um efeito indireto significativo das espécies

escavadoras sobre as adotadoras por meio da densidade de cavidade.

Efeito direto da fragmentação na rede de nidificação.

Os resultados demonstraram uma forte relação positiva entre a riqueza de espécies adotadoras e a área do fragmento. Esta relação pode ser explicada de três maneiras diferentes (Rosenzweig 1995, Connor & McCoy 1979, Thiollay 1997): 1) Os fragmentos maiores tendem a apresentar uma maior heterogeneidade de tipos de habitats, podendo oferecer uma maior diversidade de nichos potenciais, abrigando assim, uma riqueza maior de espécies; 2) Considerando uma dispersão aleatória dos colonizadores, fragmentos maiores podem receber e acomodar

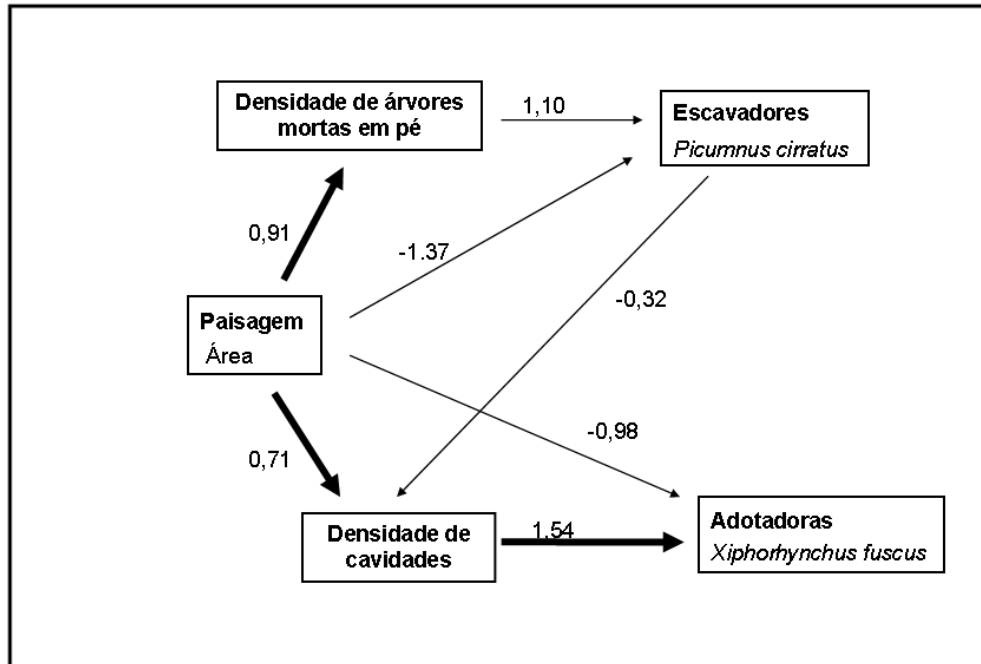


FIG. 4. Diagrama representando os efeitos diretos e indiretos da fragmentação sobre a rede de nidificação mensurada através dos coeficientes padronizados da análise de caminhos. As setas mais grossas indicam efeitos causais significativos ($p = 0,05$) e as setas mais finas efeitos não significativos. Esse diagrama mostra que *Xiphorhynchus fuscus* é principalmente afetado pelo tamanho dos fragmentos indiretamente através do seu efeito sobre a disponibilidade de cavidades.

dar uma maior amostra do pool regional de espécies; 3) A riqueza de espécies é resultante do equilíbrio dinâmico entre as razões de extinção e colonização, nas quais dependem do isolamento e da área respectivamente (MacArthur & Wilson 1967).

No entanto, diversos fatores podem alterar o padrão de resposta das espécies ao efeito de área. Em nosso trabalho, as espécies escavadoras não responderam significativamente à variação de área. Diferenças de sensibilidade à fragmentação entre as espécies adotadoras (Dendrocolaptidae) e as escavadoras (Picidae) já reconhecidas por outros autores (Stotz *et al.* 1996, Soares & Anjos 1999, Anjos & Schuchmann 1997). Monterrubio & Escalante (2006) relacionaram estas diferenças com as variações na especialização

dos recursos para nidificação. Os recursos disponíveis para as espécies adotadoras seriam mais limitantes, pois eles dependem de cavidades desocupadas construídas por outras espécies para nidificar. Já as espécies escavadoras teriam menos restrições, por terem a capacidade de criar as cavidades. Assim as diferenças de limitações de recurso poderiam intensificar as extinções ou interferir na necessidade de dispersão dos indivíduos em busca dos sítios favoráveis para nidificação.

Em adição a especialização do recurso, outras características intrínsecas das espécies poderiam contribuir para as respostas espécies-específicas à fragmentação como tamanho corpóreo, potencial reprodutivo, dieta alimentar entre outros (Crooks 2002, Henle *et al.* 2004).

TABELA 2. Avaliação dos efeitos diretos e indiretos da fragmentação na rede de nidificação para os dois modelos (relação ao nível de riqueza de espécies e ao nível de espécie) que demonstraram consistência através do teste de χ^2 . O efeito causal direto foi obtido através dos valores padronizados dos coeficientes da análise de caminhos. O efeito indireto foi resultante do produto dos coeficientes padronizados da análise de caminhos das variáveis independentes. O efeito total foi dado pela soma dos efeitos diretos e indiretos.

Hipóteses	Variáveis		Efeitos		
	Dependente	Causais	Diretos	Indiretos	Total
Riqueza de espécies	Picidae	Área	-0,37	0,61	0,25
		Troncos	0,78	-	0,78
	Dendrocolaptidae	Área	0,98	-0,18	0,80
		Troncos	-	-0,07	-0,07
		Cavidade	-0,23	-	-0,23
		Picidae	-	-0,09	-0,09
Espécie	<i>Picumnus cirratus</i>	Área	-1,37	0,99	-0,38
		Troncos	1,10	-	1,10
	<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Área	-0,98	1,28	0,30
		Troncos	-	-0,55	-0,55
		Cavidade	1,54	-	1,54
		<i>Picumnus cirratus</i>	-	-0,50	-0,50

Efeito indireto da fragmentação na rede de nidificação. A área do fragmento exerceu uma influência indireta na abundância de *Xiphorhynchus fuscus* por meio da influência sobre a densidade de cavidades. Cornelius (2008) também constatou este tipo de efeito, mas relacionado com o isolamento dos fragmentos. O efeito indireto pode ser evidenciado porque o processo de fragmentação pode gerar constantes modificações nas características internas dos remanescentes relacionadas à estrutura, composição, diversidade florística e dinâmica das florestas, em função do efeito de borda (revisão em Guariguata & Ostertag 2001). Segundo Cornelius *et al.* (2008), estas características são determinantes na disponibilidade de cavidades em regiões neotropicais. Além disto, trabalhos recentes têm comprovado que a fragmentação facilita a expansão espacial ou o aumento da frequência temporal dos distúrbios antrópicos como o corte seletivo, o fogo e as perturbações causadas pela

entrada do gado (Laurance & Cochrane 2001). No caso do corte seletivo, a disponibilidade de cavidades pode ser diretamente afetada pela remoção dos sítios potenciais de nidificação (Cornelius *et al.* 2008). Espera-se neste caso, que este efeito seja intensificado com a redução na área do fragmento, em função do aumento desproporcional do perímetro por área de contato com a matriz antrópica.

Efeito indireto das espécies escavadoras sobre as adotadoras. Contrário às expectativas, o efeito indireto das espécies escavadoras sobre as adotadoras foi menos expressivo em comparação com o que ocorre em florestas temperadas (Martin & Eadi 1999). Nas florestas temperadas, as espécies escavadoras têm grande importância para a nidificação da maioria das espécies adotadoras, pois cerca de 90% dos ninhos encontrados ocorrem em cavidades escavadas (Aitken & Martin 2007).

No entanto, esta dependência parece ser inferior em florestas tropicais, porque a utilização das cavidades construídas pelas escavadoras decaiu para 0 a 30% (Cornelius *et al.* 2008). Isto porque, em florestas tropicais as cavidades construídas por Picidae representam apenas 36,9%. O restante das cavidades é formado por danos naturais ou apodrecimentos em galhos de árvores vivas causados por ataque de patógenos (Boyle *et al.* 2007).

Paisagem e disponibilidade de recurso. A densidade média de árvores mortas em pé (média 0,032 ha) foi muito baixa e inferior ao registrado no trabalho de Gibbs *et al.* (1993) de 11,24 ha. Segundo Wisdom & Bate (2008), alguns fatores como o corte seletivo, proximidade de estradas e o aumento do acesso humano podem reduzir substancialmente esta densidade. Em paisagens onde a presença humana é antiga e intensa, como a Mata Atlântica do sul de Minas Gerais, é plausível que ocorra esta redução de disponibilidade de recurso (troncos e cavidades) porque a maior parte dos remanescentes sofre diferentes tipos e graus de distúrbios apresentando-se atualmente em diferentes estádios de regeneração e com tamanho inferior a 100 ha (Viana *et al.* 1997, Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2009; Ribeiro *et al.* 2009).

Conservação e manejo. Árvores mortas em pé e cavidades naturais são recursos essenciais para a comunidade que nidifica em cavidades. O processo de fragmentação, entretanto, pode afetar negativamente a manutenção destes recursos, ao provocar um declínio em densidade em função da redução na área do fragmento. Por isto, a estrutura da rede de nidificação deve ser considerada dentro das estratégias de conservação da biodiversidade pela sua vulnerabilidade em paisagem alterada antropicamente, principalmente em florestas tropicais onde há uma maior riqueza e complexidade deste tipo de comunidade.

Uma alternativa para a conservação de espécies adotadoras é a utilização de ninhos artificiais. No pantanal o “Projeto Arara-Azul”, tem utilizado ninhos artificiais para a conservação de psitacídeos, que estão ameaçados de extinção. O projeto é bem sucedido (Marini & Garcia 2005), pois apesar das araras não utilizarem os ninhos artificiais, existem espécies que competem pelas cavidades que as utilizam. Dessa maneira as araras ficam livres para usar as cavidades naturais, sem competição.

AGRADECIMENTOS

Queremos agradecer a todos que de alguma forma colaboraram com esta pesquisa: Rodolpho C. Rodrigues, Ananza Rabelo e Ricardo M. Claudino por acompanhar a pesquisa, Cintia Cornelius pela contribuição com diversos artigos, a Lívia C. Crivelenti, Gabriela E. C. Martins e a Unifal-MG que nos concedeu transporte para os fragmentos e aos proprietários dos fragmentos.

REFERÊNCIAS

- Aitken, K. E. H., & K. Martin. 2007. The importance of excavators in hole nesting communities: availability and use of natural tree holes in old mixed forest of Western Canada. *J. Ornithol.* 148: 425–434.
- Aitken, K. E. H., K. L. Wiebe, & K. Martin. 2002. Nest-site reuse patterns for a cavity-nesting bird community in interior British Columbia. *Auk* 119: 391–402.
- Aleixo, A., & J. M. E. Vielliard. 1995. Composição e dinâmica da comunidade de aves da Mata de Santa Genebra, Campinas, SP. *Rev. Bras. Zool.* 12: 493–511.
- Aleixo, A. 2001. Conservação da avifauna da floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. Pp. 199–206 *em* Albuquerque, J. L. B., J. F. Cândido Jr., F. Straube, & A. L. Roos (eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Editora Unisul, Tubarão, Brasil.

- Anjos, L. dos, & K.-L. Schuchmann. 1997. Biogeographical affinities of the avifauna of the Tibagi river basin, Paraná drainage system, southern Brazil. *Ecotropica* 3: 43–65.
- Anjos, L. dos, & R. Boçon. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bull.* 111: 397–414.
- Anjos, L. dos. 2001. Comunidades de aves florestais: implicações na conservação. Pp. 17–37 *em* Albuquerque, J. L. B., J. F. Cândido Jr., F. Straube, & A. L. Roos (eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Editora Unisul, Tubarão, Brasil.
- Anjos, L. dos. 2002. Forest bird communities in the Tibagi River Hydrographic Basin, southern Brazil. *Ecotropica* 8: 67–79.
- Blanc, L. A., & J. R. Walters. 2007. Cavity-nesting community webs as predictive tools: where do we go from here? *J. Ornithol.* 148: 417–423.
- Bornschein, M. R., & B. L. Reinert. 2000. Aves de três remanescentes florestais do norte do Paraná, sul do Brasil, com sugestões para a conservação e manejo. *Rev. Bras. Zool.* 17: 615–636.
- Boscolo, D., C. Candia-Gallardo, M. Awade, & J. P. Metzger. 2008. Importance of inter-habitat gaps and stepping-stones for a bird species in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40: 273–276.
- Boyle, W. A., C. N. Ganong, D. B. Clark, & M. A. Hast. 2007. Density, distribution, and attributes of tree cavities in an old-growth tropical rain forest. *Biotropica* 40: 241–245.
- Cândido Jr., J. F. 2000. The edge effect in a forest bird community in Rio Claro, São Paulo state, Brazil. *Ararajuba* 8: 9–16.
- Carignan, V., & M.-A. Villard. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environ. Monit. Assess.* 78: 45–61.
- Christiansen, M. B., & E. Pitter. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 80: 23–32.
- Connor, E. F., & E. D. McCoy. 1979. Statistics and biology of the species-area relationship. *Am. Nat.* 113: 791–833.
- 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., K. Cockle, N. Politi, I. Berkunski, L. Sandoval, V. Ojeda, L. Rivera, M. Hunter Jr., & K. Martin. 2008. Cavity-nesting birds in Neotropical forest: cavities as potentially limiting resource. *Ornitol. Neotrop.* 19: 273–268.
- Costa, C. M. R. 1998. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para a sua conservação. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, Brasil.
- Crooks, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conserv. Biol.* 16: 488–502.
- Dario, F. R., & A. F. Almeida. 2000. Influence of forest corridor on avifauna of the Atlantic forest. *Scientia Florestalis* 58: 99–109.
- Develey, P. 2003. Métodos para estudos com aves. Pp. 153–179 *in* Cullen, L. Jr., R. Rudran, & C. V. Pádua (eds.). *Métodos de estudo em biologia da conservação & manejo da vida silvestre*. 2^ª ed. Editora UFPR, Curitiba, Brasil.
- Durigan, G. 2006. Métodos para análise da vegetação arbórea. Pp. 455–479 *in* Cullen, L. Jr., R. Rudran, & C. V. Pádua (eds.). *Métodos de estudo em biologia da conservação & manejo da vida silvestre*. 2^ª ed. Editora UFPR, Curitiba, Brasil.
- Fisher, R. J., & K. L. Wiebe. 2006. Nest site attributes and temporal patterns of northern flicker nest loss: effects of predation and competition. *Oecologia* 147: 744–753.
- Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, São Paulo, Brasil.
- Gibbs, J. P., M. L. Hunter, & S. M. Melvin. 1993. Snag availability and communities of cavity-nesting birds in tropical versus temperate forests. *Biotropica* 25: 236–241.
- Gimenes, M. R., & L. dos Anjos. 2000. Distribuição espacial de aves em um fragmento florestal do campus da Universidade Estadual de Londrina, norte do Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 17: 263–271.
- Guariguata, M. R., & R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. *For. Ecol. Manag.* 148: 185–206.
- Guix, J., M. Martín, & S. Mañosa. 1999. Conservation status of parrot populations in an Atlantic rainforest area of southeastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 8: 1079–1088.

- Harrison, S., D. D. Murphy, & P. R. Ehrlich. 1988. Distribution of the bay checkerspot butterfly *Euphydryas editha bayensis*: evidence for a meta-population model. *Am. Nat.* 132: 360–382.
- Heise, D. R. 1975. Causal analysis. Wiley, New York, New York.
- Henle, K., K. F. Davies, M. Kleyer, C. E. Margules, & J. Settele. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodivers. Conserv.* 13: 207–251.
- Iriondo, J. M., M. J. Albert, & A. Escudero. 2003. Structural equation modelling: an alternative for assessing causal relationships in threatened plant populations. *Biol. Conserv.* 113: 367–377.
- Jackson, J. A., & B. J. S. Jackson. 2004. Ecological relationships between fungi and woodpecker cavity sites. *Condor* 106: 37–49.
- Jaenike, J., & R. D. Holt. 1991. Genetic variation for habitat preference: evidence and explanations. *Am. Nat.* 137: 67–90.
- Laurance, W. F., & M. A. Cochrane. 2001. Synergistic effects in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* 15: 1488–1489.
- Laurance, W. F. 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. *J. Veg. Sci.* 13: 595–602.
- MacArthur, R. H., & E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.
- Maldonado-Coelho, M., & M. A. Marini. 2000. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. *Condor* 102: 585–594.
- Marini, M. A., & F. I. Garcia. 2005. Conservação das aves no Brasil. *Megadiversidade* 1: 95–102.
- Marini, M. A., L. E. Lopes, A. M. Fernandes, & F. Sebaio. 2002. Descrição de um ninho de *Lepidocolaptes fuscus* (Dendrocolaptidae) do Nordeste de Minas Gerais, com dados sobre sua dieta e pterilose dos ninhos. *Ararajuba* 10: 95–98.
- Martin, K., & J. M. Eadie. 1999. Nest webs: a community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *For. Ecol. Manag.* 115: 243–257.
- Martin, K., K. E. H. Aitken, & K. L. Wiebe. 2004. Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *Condor* 106: 5–19.
- McGarigal, K., B. J. Marks, C. Holmes, & E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Landscape Structure (documento em pdf), version 3.1. Publicado para autores, Univ. of Massachusetts, Amherst. Disponível no endereço eletrônico: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- Monterrubio-Rico, T. C., & P. Escalante-Pliego. 2006. Richness, distribution and conservation status of cavity nesting birds in Mexico. *Biol. Conserv.* 128: 67–78.
- Poletto, F., L. Anjos, E. V. Lopes, G. H. Volpato, P. P. Serafini, & F. L. Favaro. 2004. Caracterização do microhabitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em um fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Ararajuba* 12: 89–96.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, & M. M. Hirota. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142: 1141–1153.
- Ribon, R., J. E. Simon, & G. T. D. Mattos. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 17: 1827–1839.
- Rosenzweig, M. L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Shipley, B. 1997. Exploratory path analysis with applications in ecology and evolution. *Am. Nat.* 149: 1113–1138.
- Sick, H. 1997. Ornitologia brasileira. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brasil.
- Silva, W. R. 1992. As aves da Serra do Japi. Pp. 238–263 em Morellato, L. P. C. (ed.). História natural da serra do Japi: Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Editora da Unicamp, Campinas, Brasil.
- Soares, E. S., & L. dos Anjos. 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de troncos e galhos na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. *Ornitol. Neotrop.* 10: 61–68.
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, & D. K. Moskovitz. 1996. Neotropical birds: Ecology and conservation. Univ. Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.

- Sutherland, W. J. 1997. Ecological census techniques: a handbook. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Thiollay, J. M. 1997. Distribution and abundance patterns of bird community and raptor populations in the Andaman archipelago. *Ecography* 20: 67–82.
- Viana, V. M., A. A. J. Tabanez, & J. L. Batista. 1997. Dynamic and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. Pp. 351–365 *em* Laurance, W., & R. Bierregard Jr. (eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Univ. of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Wiebe, K. L., W. D. Koenig, & K. Martin. 2006. Evolution of clutch size in cavity-excavating birds: the nest site limitation hypothesis revisited. *Am. Nat.* 167: 343–353.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avulsos Zool.* 33: 1–25.
- Wisdom, M. J. & L. J. Bate. 2008. Snags density varies with intensity of timber harvest and human access. *For. Ecol. Manag.* 255: 2085–2093.
- Wright, S. 1921. Correlation and causation. *J. Agric. Res.* 20: 557–585.